

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

FACULDADE DE TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**ANÁLISE DO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS
ORGÂNICOS PELA METODOLOGIA AVALIAÇÃO DO
CICLO DE VIDA: ESTUDO DE CASO SOBRE
RESTAURANTES NO DISTRITO FEDERAL**

REBECA BORGES DE OLIVEIRA

**ORIENTADOR: FRANCISCO JAVIER CONTRERAS
PINEDA**

CO-ORIENTADORA: HÉLINAH CARDOSO MOREIRA

**MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL EM ENGENHARIA
AMBIENTAL**

BRASÍLIA/DF: DEZEMBRO/2019

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL**

**ANÁLISE DO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS
ORGÂNICOS PELA METODOLOGIA AVALIAÇÃO DO
CICLO DE VIDA: ESTUDO DE CASO SOBRE
RESTAURANTES NO DISTRITO FEDERAL**

REBECA BORGES DE OLIVEIRA

MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE BACHAREL EM ENGENHARIA AMBIENTAL.

APROVADA POR:

Francisco Javier Contreras Pineda, Ph.D. (ENC-UnB)
(ORIENTADOR)

Hélinah Cardoso Moreira, Mestre (GIZ)
(CO-ORIENTADORA)

Claudio Henrique de Almeida Feitosa Pereira, Doutor (UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)

Guilherme Gonçalves, Bacharel em Ciências Econômicas (GOPA)
(EXAMINADOR EXTERNO)

FICHA CATALOGRÁFICA

OLIVEIRA, REBECA BORGES

ANÁLISE DO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS PELA METODOLOGIA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA: ESTUDO DE CASO SOBRE RESTAURANTES NO DISTRITO FEDERAL.

ix, 87 p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Bacharel, Engenharia Ambiental, 2019)

Monografia de Projeto Final – Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

- | | |
|-------------------------------|---------------------|
| 1. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA | 2. COMPOSTAGEM |
| 3. RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS | 4. ATERRO SANITÁRIO |
| I. ENC/FT/UnB | II. Título (série) |

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

OLIVEIRA, R. B (2019). *ANÁLISE DO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS PELA METODOLOGIA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA: ESTUDO DE CASO SOBRE RESTAURANTES NO DISTRITO FEDERAL*. Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, NÚMERO DE PÁGINAS p.107

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: REBECA BORGES DE OLIVEIRA

TÍTULO DA MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL: ANÁLISE DO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS PELA METODOLOGIA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA: ESTUDO DE CASO SOBRE RESTAURANTES NO DISTRITO FEDERAL

GRAU / ANO: Bacharel em Engenharia Ambiental / 2019

É concedida à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir cópias desta monografia de Projeto Final e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta monografia de Projeto Final pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

REBECA BORGES DE OLIVEIRA
REBECABORGES@GMAIL.COM

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus, pela minha vida e por todas as pessoas boas que participaram dessa caminhada comigo.

A toda minha família Borges e Oliveira, por me apoiar e por me fazer me sentir sortuda e agraciada por ter nascido nessa família.

Aos meus pais, Renato e Débora, por fazerem sempre o melhor para nós. As minhas irmãs, Isadora e Bárbara, pelo incentivo, conselhos e paciência nesse período.

Ao meu orientador, Francisco Pineda, por todos os ensinamentos, dedicação em marcar reuniões nos fins de semana, sempre dando as melhores sugestões de correção do texto.

A Vinícius Teixeira, por todo amor, compreensão e ajuda, me encorajando nos momentos mais desafiadores.

A Rômulo, pelo auxílio na elaboração dos mapas, a Sílvia e Rafael, pela revisão de texto, meu projeto não teria sido o mesmo sem vocês.

Aos amigos, Shayan e Paulo que estiveram presentes na BCE em tantos finais de semana, proporcionando momentos de incentivo mútuo e conversas.

A Camilla, Tatiana e Heloísa, que acompanharam e confiaram no meu potencial desde o início da graduação, espero levar a nossa amizade para a vida.

Aos colegas do Projeto ProteGEEr, Guilherme, Jan, Annelie e Christiane agradeço imensamente a oportunidade de aprender e trabalhar com vocês. Principalmente, a Mariana, Hélinah, por terem colaborado muito com o meu crescimento.

A Toninho e Raini do Pátio de Compostagem Pura Vida e Lucas do Projeto Compostar, obrigada pela disponibilização de dados e me acompanharem na visita aos seus respectivos pátios de compostagem.

Ao prof. Jader Busato, de agronomia da UnB, e Marco Leal, da Embrapa Agrobiologia por me receberem e tirarem minhas dúvidas, aprendi muito sobre compostagem com vocês.

A Victor Oliveira, por toda contribuição com os cálculos e com o entendimento da metodologia ACV.

A todos colegas e professores da Engenharia Ambiental e membros da Concreta que estiveram presentes nesses anos de graduação e fizeram a diferença na minha vida como profissional e pessoa.

RESUMO

A emissão de metano pela decomposição de resíduos sólidos orgânicos (RSO) em aterros controlados e sanitários é um dos maiores contribuintes para as emissões do setor de resíduos sólidos e, por isso, são necessárias medidas para desviar o componente orgânico dos aterros. Dado que, atualmente, a fração orgânica (restos, perdas de alimentos, podas) dos resíduos urbanos correspondem, em média, a 50% dos RSU gerados no Brasil. Por isso, a compostagem é um processo de ser considerado para desviar os RSO. Importante notar que o gerenciamento dos RSO não é restrito apenas à coleta individual nos domicílios, pois existem outros públicos-alvo de interesse, como restaurantes e hotéis.

Atualmente, as pesquisas sobre compostagem focam apenas nos objetivos de determinar a qualidade do composto e/ou melhorar o processo, poucos estudos consideram o impacto ambiental da compostagem, apesar do significativo efeito no impacto ao clima, em sua maioria, não analisam as emissões no processo de compostagem. Nesse contexto, a presente proposta de pesquisa ampliará a análise dos efeitos de ações de destinação e tratamento de RSO em restaurantes por meio da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), aferindo como as mudanças de destinação final e tratamento terão impacto na categoria Potencial de Aquecimento Global. Essa análise será feita pela “ótica de porta a porta”, que verifica os impactos de cada etapa, da porta do restaurante ao aterramento no aterro sanitário ou o tratamento na compostagem. Os serviços de alimentação que participaram da análise são associados, em sua maioria, ao Instituto Ecozinha, cujo objetivo é maximizar a coleta e recuperação de resíduos pós-consumo e otimizar a destinação correta para sua reciclagem na economia circular, coletados e tratados por um dos parceiros do Ecozinha, o Pátio de Compostagem Pura Vida. Foram analisados 3 cenários, i) cenário base -1, em que os resíduos são coletados e aterrados no Aterro Sanitário de Brasília, ii) cenário 2, os resíduos são aterrados no Aterro Sanitário Norte e iii) cenário 3, os resíduos alimentares são tratados em um pátio de compostagem na cidade de Brasília - DF. As emissões de GEE no cenário base foram de 696,6 kg CO_{2eq} / t RSO, no cenário 2 foram 1343,7 kg CO_{2eq} / t RSO e no cenário 3, 150,5 kg CO_{2eq} / t RSO, no qual a compostagem se apresenta como a melhor opção.

Palavras-chave: Resíduos Sólidos Orgânicos, Avaliação do Ciclo de Vida, Potencial de Aquecimento Global, Aterro Sanitário, Compostagem

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS.....	4
2.1. OBJETIVO GERAL	4
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1. SANEAMENTO BÁSICO	5
3.2. GERENCIAMENTO INTEGRADO.....	7
3.3. ECONOMIA CIRCULAR.....	8
3.4. RESÍDUOS ORGÂNICOS.....	9
3.5. COMPOSTAGEM.....	11
3.6. EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA NA COMPOSTAGEM	15
3.7. LEGISLAÇÕES.....	17
3.8. COMPOSTAGEM POR PORTE	19
3.8. FERRAMENTAS DE ANÁLISE.....	21
4. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	24
4.1. FERRAMENTA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	24
4.1.1. OBJETIVO E ESCOPO	24
4.1.2. UNIDADE FUNCIONAL.....	25
4.1.3. LIMITES DO SISTEMA	27
4.1.4. ANÁLISE DO INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA (ICV).....	31
4.1.5. AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DO CICLO DE VIDA (AICV)	32
4.1.6. INTERPRETAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ICV)	36
5. MÉTODOS E PROCEDIMENTOS.....	39
5.1. DEFINIÇÃO DOS CRITÉRIOS DE AVALIAÇÃO	40
5.2. DEFINIÇÃO DO OBJETIVO E ESCOPO DA AVALIAÇÃO.....	40
5.3. UNIDADE FUNCIONAL	42
5.4. LIMITES DO SISTEMA.....	42
5.5. CONSTRUÇÃO DO INVENTÁRIO CICLO DE VIDA.....	42
5.5.1. Emissões de Poluentes Atmosféricos	43
5.5.2. Emissão no Processo de Compostagem.....	44
5.5.3. Consumo de Combustíveis Fósseis – Diesel	46
5.5.4. Consumo de energia nas instalações.....	47
5.5.5. Emissão no tratamento do lixiviado.....	48
5.6. ANÁLISE DE IMPACTOS	48

6.	CARACTERIZAÇÃO	51
6.1.	CARACTERIZAÇÃO: GERENCIAMENTO DE RSO NO DF	51
6.2.	CARACTERIZAÇÃO: DO INSTITUTO ECOZINHA DO DF	54
6.3.	CARACTERIZAÇÃO: RESTAURANTES	56
6.4.	CARACTERIZAÇÃO: DA DEMANDA AGRÍCOLA POR ADUBO ORGÂNICO NO DF	59
6.5.	CARACTERIZAÇÃO: DA PÁTIO DE COMPOSTAGEM PURA VIDA.....	60
7.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	70
8.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	85
	APENDÊNDICE A1	95
	APENDÊNDICE A2	96

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Croqui do Pátio de Compostagem	20
Figura 4.1 - Etapas da metodologia ACV e suas aplicações diretas.....	24
Figura 4.2 - Limites do sistema para o Inventário do Ciclo de Vida de resíduos sólidos. Adaptado de Mendes, Aramaki e Hanaki (2003).	30
Figura 4.3 - Limites do sistema para um estudo de restaurantes envolvendo desde a produção do alimento até o consumo desse no restaurante. Adaptado de Baldwin, Wilberforce e Kapur (2011).	31
Figura 4.4 Estrutura midpoint-endpoint para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida. Fonte: Rodrigues (2017).	34
Figura 5.1 Roteiro metodológico proposto.....	39
Figura 5.2 Definição do escopo do objeto de estudo.....	40
Figura 5.3 Limites do Sistema do Cenário 1.	41
Figura 5.4 Limites do Sistema do Cenário 2.	41
Figura 5.5 Limites do Sistema do Cenário 3.	42
Figura 6.1 Repartição dos circuitos de comercialização dos produtos orgânicos.	60
Figura 6.2 – Etapas na realização da compostagem no pátio de compostagem da empresa Pura Vida.	61
Figura 6.3 – Caminhonete da empresa terceirizada que realiza a coleta dos RSO.....	62
Figura 6.4 – Bombonas recolhidas dos restaurantes.....	62
Figura 6.5 – Pátio de compostagem com 5 leiras estáticas de aeração passiva.....	63
Figura 6.6 – Formato da leira de compostagem.	64
Figura 6.7 – Diferença de altura entre duas leiras.	64
Figura 6.8 – Homogenização entre os RSO e o resto de poda.	64
Figura 6.9 – Caixa d’água onde é armazenado o percolado do pátio de compostagem.	65
Figura 6.10 – Composto sendo estabilizado. Pode-se observar ao fundo a máquina de revolvimento da leira.	66
Figura 6.11 – Minhocário. Créditos: Rayssa Coe.....	67
Figura 6.12 – Minhocário Créditos:	67
Figura 6.13- Minhocário Créditos: Rayssa Coe	67
Figura 6.14 – Peneiramento e trituração do húmus de minhoca. Créditos: Rayssa Coe	68
Figura 6.15- Humus empacotado para venda. Créditos: Rayssa Coe.....	68
Figura 6.16 – Húmus após a trituração. Créditos: Rayssa Coe	68

Figura 6.17 Variação da coleta de RSO pelo Pátio de Compostagem Pura Vida.	69
Figura 7.1 Mapa representando as rotas realizadas no cenário 1.	72
Figura 7.2 Mapa representando as rotas realizadas no cenário 2.	74
Figura 7.3 Mapa representando as rotas realizadas no cenário 3.	78
Figura 7.4 Balanço de emissões e energia, considerando as entradas e saídas no tratamento de 1 tonelada de RSO por dia em cada cenário.	79
Figura 7.5 Emissões no processo de compostagem e aterramento no aterro sanitário.....	80
Figura 7.6 Emissões na logística da coleta dos RSO.....	81
Figura 7.7 Contribuição de cada cenário avaliado na categoria de impacto de mudanças climáticas.	82

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 Valores de Emissão de GEE para Compostagem de Resíduos Alimentares.	16
Tabela 4.1. Unidade Funcional de acordo com os artigos citados.	26
Tabela 4.2 Categorias de impactos ambientais de acordo com os artigos citados.	38
Tabela 5.1. Tipo de componente de resíduos com a fração correspondente de carbono.....	43
Tabela 5.2 Dados utilizados de umidade e porcentagem de carbono e nitrogênio dos materiais selecionados.	44
Tabela 5.3 Fatores padrões de emissão de CH ₄ e N ₂ O para tratamento biológico de resíduos.	45
Tabela 5.4 Emissão de gases durante a compostagem de resíduos orgânicos em que foi incluída a compostagem de pilha estática.	46
Tabela 5.5. Complicação dos fatores de emissão utilizados na realização do ACV – Inventário do Ciclo de Vida.	50
Tabela 6.1 Situação cadastral grandes geradores.	54
Tabela 6.2 Restaurantes Associados ao Instituto Ecozinha nos anos de 2018 e 2019 até o mês de junho de 2019.	56
Tabela 6.3. Evolução da produção agrícola no DF.	60
Tabela 7.1 Classificação dos veículos utilizados no gerenciamento de RSO, segundo Brasil, (2014).	71
Tabela 7.2 Comparação dos resultados com o estudo de Boldrin et al. (2009).	75
Tabela 7.3 Roteiro percorrido na Asa Norte, elaborado a partir de informações do Pura Vida.	76
Tabela 7.4 Roteiro Asa Sul, elaborado a partir de informações do Pura Vida.	77

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1. Modelo de decaimento de primeira ordem IPCC (2006).....	43
Equação 2. Modelo de mistura de resíduos para atingir a taxa ótima de C/N (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1993).	44
Equação 3. Emissões de metano por massa de RSO. Adaptado IPCC (2006).	45
Equação 4. Emissões de óxido de nitrogênio por massa de RSO. Adaptado IPCC (2006).	46
Equação 5 Consumo de combustíveis fósseis (diesel) adaptada de Silva (2018).	47
Equação 6. Consumo de energia nas instalações. Fonte: (SILVA, 2018)	47
Equação 7. Emissão no tratamento do lixiviado. Fonte: (SILVA, 2018).....	48
Equação 8. Cálculo do indicador mudança climática.....	49

LISTA DE ABREVIACÕES, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABRELPE	Associação Brasileira de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AICV	Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida
ACV	Avaliação Do Ciclo De Vida
CO ₂	Dióxido de Carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COP21	21ª Conferência Das Partes
CH ₄	Gás Metano
DF	Distrito Federal
FORSU	Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos
GEE	Gases Com Efeito De Estufa
GIRS	Gerenciamento Integrado De Resíduos Sólidos
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
NDC	Contribuição Nacionalmente Determinada Brasileira
ODS	Objetivos De Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização Das Nações Unidas
PLANSAB	Plano Nacional De Saneamento
PNRS	Política Nacional De Resíduos Sólidos
PNBS	Política Nacional de Saneamento Básico
PNMC	Política Nacional Sobre Mudança Do Clima
RDO	Resíduos Sólidos Domiciliares
RSO	Resíduos Sólidos Orgânicos
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SLU	Serviço de Limpeza Urbana
SNIS-RS	Sistema Nacional De Informações De Resíduos Sólidos

1. INTRODUÇÃO

A visão do setor de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) no mundo se encontra em fase de mudança. Atualmente ele é visto como gerador de renda e energia em muitos países, tais como Alemanha e Japão (TU BRAUNSCHWEIG, 2007). Entretanto, a gestão de RSU no Brasil ainda está mais relacionada às questões de saneamento básico, como saúde, bem-estar da população e o impacto ambiental gerado pela disposição inadequada dos resíduos no solo e na água, por exemplo. Devido a isso, sabe-se que o enfoque dado à gestão de RSU ainda está concentrado nas etapas de coleta do resíduo e na disposição final (JARDIM; YOSHIDA e MACHADO FILHO, 2013).

Para avaliar a gestão atual de resíduos sólidos é necessário observar o “Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil” corrente, um documento baseado nas respostas dos municípios de caráter auto declaratório para o Sistema Nacional de Informações de Resíduos Sólidos (SNIS-RS). Desse modo, estimou-se a geração 78,4 de milhões de toneladas de resíduos em 2017 e identificou-se como a disposição final dos resíduos está sendo feita nos municípios brasileiros. Sabe-se que 59,1% dos RSU foram dispostos em aterros sanitários e 40,9% despejado em locais inadequados (ABRELPE, 2018).

Nesse cenário, insere-se o conceito de “Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos” (GIRS), o qual inclui abordagem hierárquica, que, por sua vez, abrange esquemas de minimização e separação de resíduos sólidos e a eliminação de rejeitos em aterros nos planos de gerenciamento. Esse conceito foi recomendado pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei nº 12.305/10, como uma alternativa para desviar os resíduos da destinação final de resíduos sólidos. Outro ponto importante é que a lei proíbe, também, a disposição em lixões e aterros controlados.

Uma alternativa analisada para desviar RSU da disposição final, apesar de não ser um ponto explícito na PNRS, é a exigência, nos planos municipais e estaduais, da introdução de alternativas para o tratamento do RSU a fim de mitigar as emissões de gases com efeito de estufa (GEE). Essas ações, além de serem ambientalmente adequadas, estão em concordância com acordos internacionais nos quais o Brasil foi signatário, como o Acordo de Paris (BRASIL, 2016a) e a Contribuição Nacionalmente Determinada Brasileira (NDC).

Nesse contexto, deve-se compreender que a contribuição dos RSU se caracteriza pelas emissões de GEE provenientes de: (i) combustíveis fósseis utilizados na coleta e transporte

dos resíduos sólidos; (ii) queima controlada e não controlada de resíduos de plástico e borracha sem recuperação de energia; e (iii) emissão de metano (CH₄) proveniente da decomposição de resíduos sólidos orgânicos em vazadouros e aterros sanitários, o maior contribuidor do setor de resíduos (ISWA, 2010). Segundo as Estimativas Anuais de Emissões de Gases de Efeito Estufa no Brasil, o setor de tratamento de resíduos é responsável por 2,5 % das emissões de GEE brasileiras (BRASIL, 2017).

Como visto acima, a emissão de metano pela decomposição de resíduos sólidos orgânicos (RSO) em aterros controlados e sanitários é um dos maiores contribuintes para as emissões do setor e, por isso, são necessárias medidas para desviar o componente orgânico dos aterros. Dado que, atualmente, a fração orgânica (restos, perdas de alimentos, podas e etc.) dos resíduos urbanos correspondem, em média, a 50% dos RSU gerados no Brasil (RODRIGUES, 2017), revela-se importante o fomento a ações voltadas ao desvio do envio de orgânicos para os aterros e a sistematização dos dados dessas iniciativas. Existem no Brasil algumas iniciativas de compostagem descentralizadas, mas estas representam apenas 0,4% dos resíduos domésticos e públicos coletados, um valor pequeno para o volume de RSU (BRASIL, 2017). Ademais, mesmo que existam informações sobre o percentual de resíduos recebidos em unidades de processamento (unidades de triagem e compostagem), estes dados ainda são frágeis e dispersos, dificultando análises mais robustas.

O gerenciamento dos RSO não é restrito apenas à coleta individual nos domicílios, pois existem outros públicos-alvo de interesse, como restaurantes e hotéis (SESC, 2015). Apesar do significativo efeito no impacto ao clima, as pesquisas focadas no gerenciamento do RSO utilizando a tecnologia compostagem, em sua maioria, não analisam o processo de compostagem, apesar de sua grande importância. A literatura nacional e internacional sobre compostagem foca apenas nos objetivos de determinar a qualidade do composto e/ou melhorar o processo, mas poucos estudos consideram o impacto ambiental da compostagem (Lou e Nair, 2019).

Nesse contexto, a presente proposta de pesquisa ampliará a análise dos efeitos de ações de destinação e tratamento de RSO em restaurantes por meio da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), aferindo se as mudanças de destinação final terão impactos maiores que a compostagem dos RSO. Essa análise será feita pela “ótica de porta a porta”, que verifica os impactos de cada etapa, da porta do restaurante ao aterramento no aterro sanitário ou o tratamento na compostagem. Sabe-se que a produção e a distribuição de alimentos

consomem quantidades consideráveis de energia, contribuindo significativamente para as emissões globais de gases de efeito estufa, bem como para o consumo de água e geração de resíduos (DEFRA, 2016). Por essa razão, serão abordadas como as ações de destinação final e tratamento têm potencial de diminuir os impactos ambientais causados pelos serviços de alimentação.

Nesse estudo foram considerados os impactos na rota de transporte dependendo da destinação final, os impactos nas instalações de compostagem e aterro sanitário e na Estação de Tratamento de Esgoto. Os estabelecimentos que estão contabilizados são associados ao Instituto Ecozinha, instituição sem fins lucrativos, cujo objetivo é maximizar a coleta e recuperação de resíduos pós-consumo e otimizar a destinação correta para sua reciclagem na economia circular, coletados e tratados no Pátio de Compostagem Pura Vida.

Por isso, esse trabalho foi dividido em oito capítulos, esse primeiro consiste na introdução ao tema e explicação da estrutura adotada. O segundo capítulo define os objetivos gerais e específicos da realização da pesquisa. O terceiro capítulo apresenta a revisão bibliográfica dos elementos que envolvem RSO e o quarto se trata da fundamentação teórica em que foram apresentadas as etapas de aplicação da metodologia ACV, com a contextualização dos itens fundamentais para a compreensão da metodologia utilizada, que, por sua vez, é definida no capítulo cinco. O sexto caracteriza o cenário atual, os restaurantes, o Instituto Ecozinha e a demanda agrícola por adubo orgânico no DF. O sétimo discute os resultados encontrados. O oitavo e último capítulo sumariza os resultados encontrados e os desafios apresentados neste projeto final.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Análise das alternativas de valorização de resíduos sólidos orgânicos por meio da compostagem e disposição final no aterro sanitário baseado em alternativas de gerenciamento adotados por restaurantes do Distrito Federal, por meio do desenvolvimento do estudo de caso no Instituto Ecozinha.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar as alternativas de disposição final ou valorização de resíduos sólidos orgânicos aplicadas no conjunto de restaurantes selecionados;
- Realizar uma análise comparativa das emissões geradas no aterro sanitário e no pátio de compostagem;
- Fazer uma análise comparativa nas distintas fases do gerenciamento emissões geradas no transporte;
- Analisar as emissões GEE da metodologia IPCC conforme a categoria Potencial de Aquecimento Global.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo, serão apresentados o panorama do setor de RSU no Brasil e uma revisão das legislações pertinentes ao setor. Além disso, serão abordados os conceitos de gerenciamento integrado e economia circular e como estes se relacionam ao setor de resíduos. Por fim, as técnicas utilizadas no setor, como compostagem, e a ferramenta de análise serão apresentadas.

3.1. SANEAMENTO BÁSICO

A Política Nacional de Saneamento Básico (PNSB) foi instituída no ano de 1967, com o Decreto-lei nº 248, em que foi definido o conjunto de diretrizes destinadas aos programas governamentais que seriam aplicados aos setores de abastecimento de água e esgoto sanitário. Entretanto, nesse decreto foram desconsiderados os conceitos de serviços relativos às águas pluviais e aos resíduos sólidos (HELLER et al., 2013). Atualmente, ainda são perceptíveis os contrastes em relação aos serviços. De acordo com o Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB), no ano de 2017 o percentual de pessoas sem atendimento foi de 2,7% para o serviço abastecimento de água, 3,3% para esgotamento sanitário, 10% para manejo de resíduos sólidos (BRASIL, 2019a).

Além dessas discrepâncias entre os serviços do setor de saneamento, é possível analisar as disparidades entre as regiões brasileiras, como afirmado em Heller et al. (2013). Apesar de O Plano Nacional de Saneamento (PLANASA) ter gerado uma ampliação significativa da cobertura dos serviços de água e esgoto no país, as regiões mais ricas do Sul e Sudeste e cidades mais populosas foram as mais privilegiadas devido ao direcionamento dos investimentos aos segmentos com maior possibilidade de amortização por tarifas.

O cenário brasileiro do setor de resíduos sólidos pode ser analisado pelo “Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil” referente ao ano de 2017. Nesse ano a geração de resíduos foi de 78,4 de milhões de toneladas. O montante coletado, porém, foi de 71,6 milhões de toneladas, o que equivale a um índice de cobertura de coleta de 91,2% para o Brasil. Sabendo que nem todo resíduo foi coletado, foram feitas aproximações para identificar o destino dos resíduos. Verificou-se que 59,1% dos RSU foram dispostos em aterros sanitários e 40,9% foram despejados em locais inadequados (ABRELPE, 2018).

Em relação aos arcabouços legal e normativo que marcaram o setor de resíduos sólidos no Brasil, ressalta-se a PNSB (Lei nº 11.445/2007) e o PLANSAB, que regulamentaram a obrigação da elaboração de planos municipais de saneamento. Esses planos devem incluir o eixo de resíduos sólidos urbanos, com o estabelecimento de metas progressivas de eliminação de lixões e aumento da cobertura dos serviços de coleta para a área rural e urbana. A Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC), Lei nº 12.187/2009, apesar de não citar diretamente a importância de reduzir as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) no setor de RSU, instituiu o compromisso nacional de adoção de ações de mitigação com vistas a reduzir as emissões de GEE. Esse compromisso estabelece a necessidade de implantação de novas soluções tecnológicas de baixas emissões e, conseqüentemente, da redução da disposição final de resíduos em aterros e lixões, grandes fontes de geração de metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂).

Um marco para o setor de resíduos foi a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), lei nº 12.305/2010, que estabeleceu as diretrizes para a gestão integrada de resíduos sólidos no Brasil. Essa lei introduziu a ordem de prioridade para a gestão de RSU nos municípios, devendo ser orientada na seguinte ordem: 1) reduzir a geração de resíduos; 2) fomentar tecnologias de tratamento de RSU e; 3) destinar os rejeitos para disposição final ambiental adequada e, conseqüentemente, a substituição dos lixões por aterros sanitários. Além disso, determina a integração das políticas a nível federal, estadual e municipal. No Art. 6 da PNRS foram enumerados os princípios que devem ser seguidos os municípios, como a responsabilidade compartilhada, poluidor-pagador, prevenção e precaução (JARDIM, YOSHIDA e MACHADO FILHO, 2013).

Além da PNMC, o Brasil também se comprometeu por meio de tratados internacionais a promover ações em relação às mudanças climáticas e a redução de GEE. Esse tema vem sendo tratado no âmbito da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC), cujo objetivo central é fortalecer a resposta global à ameaça da mudança do clima e de reforçar a capacidade dos países para lidar com os impactos decorrentes dessas mudanças.

Em 2015, ocorreu um dos eventos que ratificaram a cooperação brasileira no tema. Na 21ª Conferência das Partes (COP21) foi aprovado o Acordo de Paris, tendo como objetivo conter o aumento da temperatura média global em pelo menos 2°C acima dos níveis pré-industriais, além de aplicar esforços para limitar esse aumento a 1,5°C. Todos os países que foram

signatários ao Acordo de Paris devem comunicar sua meta de redução até 2030, por meio da sua Contribuição Nacionalmente Determinada (NDC). Nessa conjuntura, o Brasil ratificou sua NDC junto a UNFCCC em novembro de 2016, assumindo o compromisso de adotar medidas para redução das emissões de GEE em 37% em 2025 e 43% em 2030, tendo por referência o ano de 2005 (BRASIL, 2016a).

Localmente, cada estado promoveu de forma independente sua Lei dos Grandes Geradores, com a finalidade de atender as diretrizes da PNRS, promovendo de forma indireta o desvio de resíduos para aterros sanitários. O Distrito Federal, por meio da Lei nº 5.610/16 (SLU, 2018a), e ao município de São Paulo por intermédio da Lei nº 13.478 (PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO, 2017), por exemplo, legislaram sobre temas diretamente relacionados a este trabalho.

Comparando as duas leis citadas anteriormente, por mais que tenham suas especificidades e detalhes, ambas podem ser resumidas como legislações que versam a respeito da responsabilidade dos grandes geradores de resíduos sólidos em gerenciarem seus próprios resíduos, tomando para si o ônus do acondicionamento adequado, coleta, transporte e disposição final. Além destes paralelos traçados, um aspecto importante é o cadastramento previsto por ambas, de sorte a catalogar e organizar as unidades geradoras e a destinação dos rejeitos. Com mais dados e estatísticas em mãos, as entidades planejadoras e fiscalizadoras podem, em teoria, exercer um papel mais ativo na gestão e organização (BRASIL, 2003, 2016b).

3.2. GERENCIAMENTO INTEGRADO

A Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos (GIRS) se tornou relevante a partir do momento em que a sociedade se questionou quanto ao componente ambiental em seu cotidiano. De acordo com (JARDIM et al., 2012), o poder público se focou, por muito tempo, apenas em operar o sistema de limpeza urbana, ou seja, executou-se apenas a varrição, a coleta, o transporte e a disposição dos resíduos.

Apenas recentemente maiores preocupações ambientais surgiram, sobretudo no âmbito acadêmico, capazes de fomentar o crescimento dos movimentos ecológicos, que, por sua vez, trouxeram “pressões da sociedade por soluções mais técnicas e economicamente efetivas”.

Os autores buscam em Mesquita JR (2007) o que chamam de definição institucional da GIRS, que consiste na “Participação e interoperação de todos os representantes da sociedade, [...] assim exemplificados: Governo central; governo local; setor formal; setor privado; ONGs; setor informal; catadores; comunidade; todos geradores e responsáveis pelos resíduos.” Completa ainda que deve possibilitar sua elaboração e implantação, garantindo um desenvolvimento sustentável ao sistema.

A previamente descrita PNRS traz o conceito de Brasil (2010), que vê a GIRS como ações visando solucionar os resíduos sólidos, de forma a considerar “as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável”.

Destacam-se três definições fundamentais para a gestão integrada, da PNRS:

- **Logística reversa**, que consiste na restituição dos resíduos sólidos à sua origem para reaproveitamento ou outra destinação final ambientalmente adequada.
- **Responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos**, que são diversas atribuições que cada um dos integrantes da vida de um produto, desde os fabricantes até o serviço de limpeza, tem para minimizar o volume de resíduos e rejeitos gerados.
- **Controle social**, que consiste nos meios de garantir à sociedade informações e participação na formulação, implementação e participação das políticas públicas sobre o tema.

3.3. ECONOMIA CIRCULAR

A economia circular é uma alternativa ao modelo atual e tradicional de produção linear, pois fornece ao sistema econômico um modelo de fluxo cíclico. Por isso, é recomendado como uma abordagem ao crescimento econômico alinhado com o desenvolvimento ambiental e econômico sustentável (KORHONEN, HONKASALO e SEPPÄLÄ, 2018).

Dado que o modelo de produção linear vem se mostrando insustentável a longo prazo, visto que é sustentado pelo apelo constante ao consumo, ao baixo custo de obtenção de matérias-primas e de disposições finais que aumentam ano a ano a quantidade de resíduos gerados. Isso ocorre devido ao não reaproveitamento de materiais nos vários processos de transformação ao longo da cadeia produtiva e no pós-consumo (ZAMBON, 2018). A Europa

foi pioneira na implementação da Lei da Economia Circular, de 01 de junho de 2012, em que foi estabelecida uma nova hierarquia para resíduos, colocando a prevenção da geração de resíduos em primeira posição. Nesse contexto, o termo resíduos, vem sendo substituído por recursos (FRICKE et al., 2015).

Nos estudos de Principato et.al (2019) foram feitas pesquisas sobre os impactos da perda e desperdício de alimentos, constatando-se que 30% dos alimentos produzidos no mundo são perdidos ou desperdiçados em alguma das etapas da cadeia alimentar. A fim de estimular a conscientização e a importância da redução dos desperdícios de alimentos, a Organização das Nações Unidas (ONU) estabeleceu que essa fosse uma das metas dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). O objetivo é cumprir os ODS até 2030, reduzindo pela metade o desperdício global de alimentos per capita nos níveis de varejo e consumidor e reduzir as perdas de alimentos ao longo da produção e cadeias de suprimento, incluindo perdas pós-colheita.

Por isso, baseado nos princípios da Economia Circular estabeleceu-se uma hierarquia para minimizar os desperdícios de alimentos i) evitar a geração, ii) reutilizar para consumo humano e, caso não seja possível, reutilizar para a alimentação animal, iii) reciclar o resíduo para uso industrial, digestão anaeróbica, compostagem, combustão para recuperação de energia e aterrar, nessa ordem de prioridade.

3.4. RESÍDUOS ORGÂNICOS

Os RSU são constituídos pela Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos (FORSU), caracterizada por restos de animais ou vegetais descartados de atividades humanas. Suas origens podem ser domiciliar ou urbana, como restos de alimentos, de jardinagem, podas, agrícola ou industrial. Faz parte da FORSU por exemplo, resíduos da agroindústria alimentícia, indústria madeireira, frigoríficos e de saneamento básico como lodo de estações de tratamento de esgoto (GIZ, 2018).

A FORSU compreendia em 2012 cerca de 51% do total dos RSU no Brasil, segundo o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (2012). Utilizando esses dados e a estimativa da ABRELPE (2018), considera-se que a massa de RSU coletada nas cidades, em 2017, seja de, aproximadamente, 71,6 milhões de toneladas por ano. A RSO estima que os resíduos provenientes da limpeza pública e de domicílios correspondem a 36,52 milhões de toneladas por ano. Esses resíduos são dispostos, em sua maioria, em aterros sanitários ou lixões, cuja

gestão é normalmente realizada pelos próprios municípios, por meio de autoridades locais, embora os cidadãos também possam ser considerados atores responsáveis (ZAMBON, 2018).

No estudo de Zambon (2018), foi realizada uma pesquisa sobre o impacto da destinação final no contexto dos resíduos orgânicos. O autor conclui que i) o custo do sistema de coleta e destinação em geral não é recuperado e ii) a destinação nos aterros contribui para mudanças climáticas, pois o RSO emite gás metano, que tem potencial de aquecimento 28 vezes maior do que o gás carbônico na atmosfera. Entretanto, esse efeito pode ser evitado, pois é possível desviar os resíduos orgânicos dos aterros sanitários pela valorização desses materiais utilizando técnicas de compostagem ou biodigestão. Esse movimento tenderia a reduzir as emissões no setor de RSU e seguir as diretrizes da PNRS.

Vale ainda ressaltar os benefícios de valorizar os RSO, visto que há grande potencial de ser uma fonte de matéria prima para a produção de fertilizantes orgânicos, químicos, biocombustíveis e energia, especialmente, se produzidos com material de fontes selecionadas. Um estudo de caso realizado na Alemanha mostrou os benefícios da coleta de resíduos orgânicos ocorrerem de forma seletiva, pois os resultados desse processo resultaram em uma massa descontaminada para o processamento e líquidos qualificados para serem fertilizantes orgânicos. Essa massa pode ser doada aos agricultores da região, afastando assim os custos atrelados ao tratamento destes líquidos (PEREIRA, 2014).

Os métodos de reciclagem de resíduos orgânicos são alternativas ao histórico uso de aterros sanitários e incineradores. Esses métodos devem permitir a recuperação de recursos e a prevenção de impactos ambientais. Alguns dos métodos citados por GIZ (2017), utilizam-se do produto da decomposição de RSO para a geração de energia. Entre as alternativas avaliadas no estudo, há a produção de gás de cozinha a partir de resíduos orgânicos em biodigestores domésticos; a captação de gás metano de aterros sanitários; o tratamento térmico de resíduos em plantas de dimensões industriais com a geração de energia por meio do biogás. Para a instalação dessas tecnologias em municípios, elenca-se como pré-requisito para a implementação a exigibilidade de pagamento de tarifas de resíduos e da segregação de resíduos orgânicos na fonte.

Segundo Gustavsson et al., (2011), em estudo seminal promovido pela *Food and Agriculture Organization – FAO*, aproximadamente um terço dos alimentos produzidos para consumo

humano são perdidos ou desperdiçados globalmente, o que representa cerca de 1,3 bilhão de toneladas por ano. O desperdício ocorre em todas as fases da cadeia de abastecimento alimentar, desde a produção agrícola inicial até o consumo final, dependendo da renda dos países. Nos países de média e alta renda, a comida é em grande parte desperdiçada, o que significa que a comida, embora esteja apta consumo humano, é jogada fora. Em países de baixa renda, o desperdício do alimento é menor no nível de consumidor, mas ocorre, principalmente, durante os estágios iniciais e intermediários da cadeia de suprimento de alimentos.

Por isso, pode-se considerar que uma fração substancial dos resíduos corresponde ao desperdício de alimentos. Segundo Cerda et al., (2018), a média do desperdício de alimentos dos países em desenvolvimento é de 55%, sendo que a Europa compreende uma fração de 45%. É importante notar que a quantidade de alimentos desperdiçados per capita pelos consumidores na Europa e na América do Norte é de 95-115 kg/ano, enquanto que na América Latina é de apenas 20 -25 kg/ano (GUSTAVSSON et al., 2011). Nesse contexto, ressalta-se a importância do setor de serviços de alimentação, pois nos Estados Unidos os restaurantes são responsáveis por cerca de 42 % dos gastos monetários em alimentos (BALDWIN, WILBERFORCE e KAPUR, 2011).

Nesse âmbito foi analisada uma pesquisa em que foram avaliadas as cargas ambientais de um mesmo prato cozido em quatro diferentes escalas pela metodologia ACV. Os resultados apontaram que sistemas de grande escala (indústria de refeições prontas e empresas de catering) incorporam medidas voltadas para economia de energia e redução de desperdício, podendo então oferecer melhor desempenho ambiental do que sistemas de pequena escala, como comer em restaurantes ou até cozinhar em casa (CALDERÓN et al., 2018).

3.5. COMPOSTAGEM

Existem diversos arranjos tecnológicos que variam desde processos mais simples, em áreas abertas com poucos maquinários, até os mais complexos, em áreas fechadas, extremamente automatizadas. Dos processos conhecidos, a compostagem tem ampla aplicação em áreas com condições diversas, sobretudo em relação as condições climáticas ou gravimétricas dos resíduos, conforme retratado no estudo da universidade alemã TU Braunschweig (2007).

A compostagem pode ser definida como um processo biológico aeróbio e controlado de transformação de resíduos orgânicos em resíduos estabilizados, também denominado de composto, que possui propriedades e características diferenciadas do material original e que pode ter diferentes usos segundo Bidone e Povinelli (1999). O composto, o produto da compostagem dos resíduos orgânicos, gera benefícios para o uso agrícola, possibilitando, de acordo com Inácio e Miller (2009), o tratamento eficiente da FORSU e implicando na i) Minimização de impactos ambientais; ii) Minimização de rejeitos; iii) Maximização da reciclagem.

Onwosi et al. (2017) acrescenta outros usos, como: i) a substituição de fertilizantes por adubo orgânico (composto); ii) a garantia de um composto sem a presença de patógenos, pela higienização provocada pelas condições termofílicas; iii) utilizado como biorremediador, pois desempenha papel importante como estabilizante (imobiliza metais no solo) e como agente de lavagem usado no tratamento de solos contaminados com metais pesados.

Existem três níveis nos quais as técnicas de compostagem podem ser empregadas (HERBETS et al., 2005):

1. No uso de Usinas de Compostagem sem a separação dos resíduos orgânicos na fonte em cidades. A vantagem seria não modificar o sistema de coleta do município, a desvantagem é a formação de um composto de baixa qualidade.
2. Em propriedades agroindustriais, cuja vantagem seria evitar a contaminação externa pela separação na fonte.
3. Compostagem de pequena escala pela população, como na compostagem doméstica ou vermicompostagem, de forma que seja possível diminuir os custos da coleta e do tratamento de resíduos.

Pode-se relacionar a segunda técnica citada acima com a vantagem de se utilizar apenas resíduos alimentares originários de residências, restaurantes e fábricas de processamento de alimentos no processo de compostagem, pois estas geram compostos livres de contaminação com metais pesados e outras substâncias tóxicas e, assim, é adequado para recuperação como composto para uso agrícola. Por isso, a compostagem é considerada um método promissor para o tratamento de resíduos alimentares (NAKASAKI e HIRAI, 2017).

Para a compostagem ser bem-sucedida deve-se observar os fatores intervenientes, como bactérias, fungos, actinomicetos, umidade, oxigenação, temperatura, relação

carbono/nitrogênio, pH e tamanho da partícula (BIDONE e POVINELLI, 1999). Esses parâmetros, entretanto, variam de acordo com o tipo de resíduo orgânico.

Esses parâmetros físico-químicos influenciam de diferentes maneiras na maturidade e qualidade do composto. Apesar dos fatores serem semelhantes, Herbets et al. (2005) os trata de maneira diferente, pois o foco do seu estudo é a compostagem dos resíduos sólidos orgânicos de forma geral, enquanto Li et al. (2013) e Cerda et al. (2018), por sua vez, avaliam os fatores para o processo de compostagem focado em resíduos alimentares:

- A oxigenação é um dos aspectos mais importantes a serem considerados na compostagem, pois influencia tanto para o crescimento microbiano quanto a emissão de gases. A taxa de aeração se relaciona diretamente com a intensidade da atividade microbiana, a taxa de degradação do substrato e a variação de temperatura nos processos de compostagem de resíduos alimentares. No Brasil, o arejamento é feito por meio do reviramento da pilha ou por aeração forçada. É importante garantir que a concentração de oxigênio esteja entre 5% e 15%, pois valores menores que isso podem facilitar processos anaeróbios que podem levar a acidificação do material, diminuindo a qualidade do composto. Utilizando o método de aeração forçada recomenda-se a taxas de aeração entre 0,2 e 0,6 L.min⁻¹ OM, pois essas garantem uma melhora na liberação de NH₃, odor e maturação do composto e provocam a redução da relação C/N.
- O teor de umidade no processo de compostagem impacta a atividade microbiológica, pois a decomposição da matéria orgânica depende da quantidade de água presente para as atividades fisiológicas e metabólicas de microrganismos. Os resíduos alimentares possuem uma particularidade em relação ao teor de umidade, pois já possuem um alto teor de umidade, o que pode resultar em um longo tempo de tratamento ou baixa eficiência de degradação na compostagem. Pesquisas em relação ao teor ótimo de umidade revelaram que foi de 60% para resíduos verdes e compostagem de resíduos alimentares, através da comparação dos resultados experimentais sob a condição de vários teores de umidade (45-75%).
- A relação C/N é importante principalmente para o desenvolvimento de microrganismos durante o processo de compostagem, visto que fornece os nutrientes necessários, carbono e nitrogênio, para os microrganismos crescerem. Devido a isso, a identificação de uma relação C/N ótima é de grande importância para obter

resultados eficientes na compostagem e isso depende muito das propriedades dos materiais utilizados. Muitos estudos consideram a relação de C/N muito baixa para compostagem eficiente de resíduos alimentares. As relações C/N verificadas como ótimas para compostagem de resíduos alimentares e resíduos verdes estão na faixa de 13,9-19,6 com teor de umidade na faixa de 45-75%.

- O tamanho da partícula pode influenciar a compostagem de resíduos orgânicos no tempo de compostagem e na porosidade da pilha, pois determina a capacidade de retenção e troca de água e gás no composto final. Apesar de esse não ser um parâmetro muito estudado para resíduos alimentares, há grande influência deste na porosidade devido ao teor de umidade naturalmente alto. Dado que a porosidade é um dos desafios a serem superados na compostagem, deve-se evitar que os poros sejam preenchidos por água para não causar zonas anaeróbias e a consequente liberação de odor e emissões de GEE nesse processo. Recomenda-se que o tamanho da partícula seja entre 20 a 50 mm para resíduos orgânicos.
- A temperatura é um fator muito relevante para o processo, visto que diferentes temperaturas promovem o desenvolvimento de diferentes microrganismos, pois influencia tanto a natureza específica da população microbiológica quanto a taxa e o tipo de decomposição. Assim, é facilmente conectado à taxa de decomposição e eliminação de patógenos. Deve-se considerar um intervalo entre 45 ° C a 70 ° C sendo o ponto ótimo 60 ° C para resíduos orgânicos.
- Os desafios para a compostagem atualmente são as emissões gasosas de GEE, amônia e compostos orgânicos voláteis, odores e impurezas não biodegradáveis.

Nos estudos de Massukado (2008) sobre unidades descentralizadas de compostagem com RSD, discute-se sobre os principais obstáculos do tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos em instalações centralizadas via compostagem em larga escala em programas municipais de gerenciamento sendo essas: i) dificuldade de se obter os materiais compostáveis já separados na fonte geradora; ii) baixa aceitação do composto orgânico; iii) falta de definição de metas dos programas, devido ao foco poder ser muito amplo (solucionar o problema da quantidade crescente de resíduos que é encaminhado ao aterro, geração de emprego e renda, transformar o adubo em fertilizante para o solo), dificultando o monitoramento do processo e de seus resultados; e iv) carência de investimentos e de tecnologia adequada para a coleta do RSO.

Apesar dos obstáculos e benefícios citados sobre a aplicação do processo de compostagem, no Brasil existem poucas iniciativas em reaproveitamento de RSO em funcionamento. A maioria das instalações são centralizadas e mecanizadas, processando os resíduos oriundos da coleta regular, sem segregação na fonte, obtendo-se um produto de baixa qualidade do ponto de vista agrônomo, devido à presença em altas taxas de materiais indesejáveis e metais pesados (ZAMBON, 2018).

Uma vantagem do reaproveitamento dos resíduos orgânicos na agricultura seria não depender de produtos sintéticos, obter custos menores de produção e reduzir impactos ambientais. Entretanto, a pronta disponibilidade de fertilizantes minerais é considerada como um desestímulo ao uso do composto na agricultura (ISHERWOOD, 2000).

A Embrapa (2018) realizou uma coletânea de informação sobre fertilizantes e reaproveitamento de matéria orgânica em uma notícia, informando que o Brasil gastou mais de 34 milhões de toneladas em 2017 de fertilizantes sintéticos para adubar suas lavouras e que grande parte desse insumo veio do mercado externo. No entanto, pesquisas da Embrapa afirmam que existem alternativas a esse modelo. Uma delas seria a junção de fertilizantes orgânicos (integração dos componentes animal e vegetal nas propriedades, aproveitando-se resíduos da criação de animais) com matéria orgânica. Essa junção, além de nutrir as plantas, incorpora os nutrientes aos produtos agrícolas, resultando em um produto de qualidade e diminuindo a dependência de fertilizantes sintéticos. O uso de matéria orgânica ajuda na manutenção da qualidade do solo e ainda impacta nas mudanças climáticas, pois para cada tonelada de matéria orgânica acumulada no solo evita a emissão de cerca de 4 toneladas de CO₂.

3.6. EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA NA COMPOSTAGEM

Apesar de as emissões dos GEE no processo de compostagem serem de grande importância para determinar o impacto ambiental desse tratamento, esse aspecto nem sempre é abordado em estudos. A literatura nacional e internacional sobre compostagem foca apenas nos objetivos de determinar a qualidade do composto e/ou melhorar o processo, mas poucos estudos consideram o impacto ambiental da compostagem (Lou e Nair, 2019).

Segundo Nasini et al., (2016), as emissões de gás no processo de compostagem se reduzem a produção de CO₂ e vapor de água, mas também libera pequenas quantidades de outros gases, tais como NH₃, CO, CH₄, N₂O, H₂S, NO_x e compostos orgânicos voláteis (COV),

cada um com um impacto diferente na qualidade do ar. Em Cerda et al., (2018) afirma-se que, normalmente, se concentra nas medições de NH₃, sulfeto de hidrogênio e emissões de COV, gases diretamente associados à degradação da matéria orgânica e responsáveis por odores desagradáveis. Além disso, o óxido nitroso (N₂O) e CH₄ são frequentemente medidos.

A Tabela 3.1 é um compilado dos valores de emissões para compostagem de resíduos alimentares realizado por Cerda et al., (2018), onde foram considerados diversos estudos com a mesma temática. A diferença considerável entre os valores ocorre devido a composição encontrada nos vários materiais analisados. Esses valores estão dentro da margem do indicado no IPCC, (2006).

Tabela 3.1 Valores de Emissão de GEE para Compostagem de Resíduos Alimentares.

Unidade	Valor de emissão	Referência
Kg NH ₃ / t de Resíduos alimentares	0,34 a 8,63	CERDA et al., 2018
Kg CH ₄ / t de Resíduos alimentares	0,03 a 71,4	CERDA et al., 2018
t CO ₂ eq /t de Resíduos alimentares	0,2 a 193,2	CERDA et al., 2018

O estudo de Vasconcelos (2019) analisou os resíduos alimentares em Minas Gerais. Esse trabalho caracterizou o processo de compostagem e o composto orgânico obtido no SLU/PBH, além de testar a utilização do composto orgânico obtido como matéria-prima para a formulação de substratos destinados à produção de mudas de alface. Nesse estudo foram utilizados resíduos alimentares (de restaurantes, sacolões e similares), resultado de um programa de coleta seletiva e resíduos de poda obtidos pelo reaproveitamento da arborização urbana do município. Esses materiais foram posteriormente misturados e submetidos ao processo de compostagem pelo sistema “*Windrow*”. Pode ser observado as características desses materiais na Tabela 3.2.

Tabela 3.2. Emissões potenciais de CO₂ e de NH₃, pH e teores totais de N, Ca, Mg, P e K dos materiais utilizados na compostagem.

	CO ₂	NH ₃	pH	N	Ca	Mg	P	K
	-- mg g ⁻¹ de MS dia ⁻¹ --					g kg ⁻¹		
Res. de poda	--	--	--	19,3	27,9	2,2	1,6	8,8
Res. alimentar rota 1	20,8	0,0	5,3	13,2	6,6	1,1	1,6	12,3
Res. alimentar rota 2	18,4	0,0	5,2	16,0	5,9	1,2	1,7	13,4

No trabalho de Vasconcelos (2019) foram quantificadas as emissões de CO₂ e NH₃ pela metodologia descrita por Oliveira et al., (2014), com o objetivo de avaliar a emissão de CO₂, consumo de O₂ e a emissão de NH₃, afim de verificar a estabilidade do material orgânico. A metodologia de Oliveira et al., (2014) considera instáveis materiais com emissão de CO₂ superior a 4,0 mg/g/dia, pois pode estar ocorrendo uma rápida decomposição de materiais orgânicos adicionados ao solo elevando a concentração de CO₂, reduzindo os níveis de O₂ e resultando em condições anaeróbicas. Em relação as emissões de NH₃, não foram estabelecidos valores limites, pois qualquer emissão é um indicativo de instabilidade, devido à preocupação em contribuir para eutrofização de cursos d'água e do ambiente além de para acidificação do solo e da água.

3.7. LEGISLAÇÕES

Existem no Brasil normativas brasileiras que regulam a atividade de compostagem, estão em anexo na Tabela 3.3.

Tabela 3.3. Normas regulatórias da compostagem.

Instrução Normativa MAPA nº 27, de 05 de junho de 2006	Estabelece os limites de concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas para produzir, importar ou comercializar fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes.
Instrução Normativa MAPA nº 25, de 23 de julho de 2009	Aprova as normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura.
Resolução nº 01/2009 Conselho do Meio Ambiente do Distrito Federal, de 15 de dezembro de 2009	Regulamentação da produção e aplicação do composto orgânico de lixo na agricultura.
Resolução CONAMA nº 481, de 3 de outubro de 2017	Estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos.

A principal normativa que regula a compostagem é a Resolução CONAMA nº 481. No Art. 1 dessa resolução é explicitado esta não se aplica a processos de compostagem de baixo impacto ambiental, desde que o composto não seja comercializado. Isso significa que o composto deve ser aplicado em processos de compostagem em média e grande escala, e em pátios com fins comerciais. O Art. 5 rege que o processo de compostagem deve atingir a temperatura adequada do período termofílico mínimo de forma que seja evitada a contaminação química e biológica, garantindo a qualidade do composto. O Art. 10 rege sobre os requisitos mínimos de prevenção e controle ambiental, como minimização do percolato gerado e emissão de odores, de forma a não atrair vetores, além disso, o solo deve ser impermeabilizado.

Além disso, devem-se verificar na Tabela 3.4 os limites máximos em relação aos contaminantes nos fertilizantes orgânicos. Entretanto, os contaminantes mais preocupantes para compostagem com resíduos alimentares são os biológicos. Por isso, são utilizados como indicadores de contaminação os Coliformes termotolerantes, Ovos viáveis de helmintos e *Salmonella* sp. (VASCONCELOS, 2019).

Tabela 3.4. Limites máximos de contaminantes admitidos em fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo.

Contaminante	Valor máximo admitido
Arsênio (mg/kg)	20,00
Cádmio (mg/kg)	3,00
Chumbo (mg/kg)	150,00
Cromo hexavalente (mg/kg)	2,00
Mercurio (mg/kg)	1,00
Níquel (mg/kg)	70,00
Selênio (mg/kg)	80,00
Coliformes termotolerantes (NMP g ⁻¹ de M.S.)	1.000,00
Ovos viáveis de helmintos (n° em 4 g de S.T.)	1,00
<i>Salmonella sp.</i>	Ausência em 10 g de M.S.
Vidros, plásticos e metais > 2mm	0,5% da M.S.
Pedras > 5 mm	5% da M.S.

Fonte: (VASCONCELOS, 2019)

3.8. COMPOSTAGEM POR PORTE

A compostagem é uma alternativa viável em relação ao custo-benefício de implementação da compostagem aeróbia no município. Esse método foi avaliado por MMA (2017), em que foram dimensionadas e analisadas as características do pátio de compostagem das experiências brasileiras com compostagem termofílica em leiras estáticas, como estão indicadas na Tabela 3.5:

Tabela 3.5 – Fatores fundamentais para a gestão de Resíduos Orgânicos na compostagem.

Separação na Fonte	Deve ser feito em recipientes de armazenamento adequados como baldes com tampa ou bombonas.
Ferramentas e Equipamentos	Obrigatórios: Garfos agrícolas, Equipamentos de Proteção Individual (EPIs). Opcionais: Máquinas carregadeiras ou microtratores, triturador de poda.
Materiais e insumos necessários	Matéria Seca: Serragem, palha, aparas de grama, folhas, podas e galhos.

Quantidade de resíduos	100 toneladas por mês
Dimensões do pátio e características	Área mínima de 1.500 m ² , incluindo uma área de coleta do líquido e barreiras arborizadas nas extremidades.
Manejo das leiras	<p>Descanso mínimo de 48 horas numa mesma leira sem adição de resíduos frescos.</p> <p>Altura de manejo não ultrapassar:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Compostagem manual – 1,5 m • Compostagem com auxílio de máquinas – 3 m

Para colocar em prática a compostagem são indicados seguir os passos segundo o Manual de Orientação sobre Compostagem Doméstica, Comunitária e Institucional de Resíduos Orgânicos, i) caracterizar os resíduos, ii) definir o modelo de gestão, iii) identificar as fontes de insumos e destinação do composto, iv) dimensionar o pátio, v) sensibilizar a equipe, vi) preparar a equipe operacional, vii) acompanhar tecnicamente e viii) avaliar periodicamente.

Baseado nas dimensões sugeridas para um Pátio de Compostagem, a Figura 3.2 a seguir mostra as disposições das leiras no terreno.

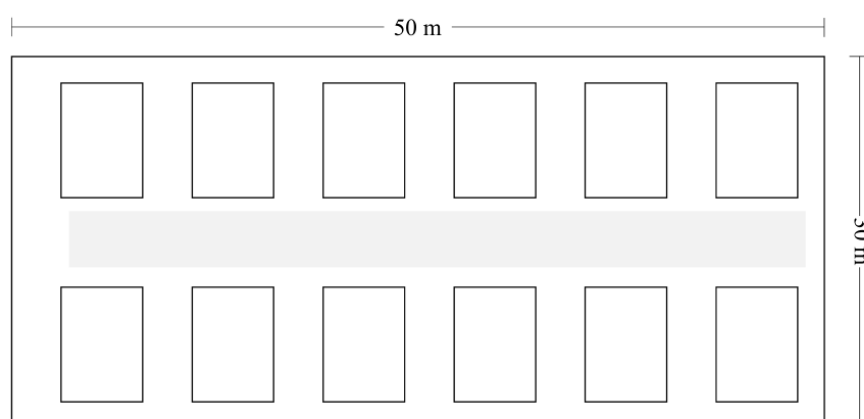


Figura 3.1 - Croqui do Pátio de Compostagem

Além disso, é crucial mencionar que o pátio de compostagem deve possuir um sistema de impermeabilização de fundo de solo compactado e drenagem de lixiviado que conduzem a um local de recepção (lagoa de chorume), elementos obrigatórios segundo a Resolução CONAMA nº 481.

Na Tabela 3.6, foram compilados as vantagens e limitações de alguns dos métodos de compostagem utilizados no Brasil (BUSATO; DE PAULA; FERRARI, 2019).

Tabela 3.6 – Sistemas de compostagem suas vantagens e limitações.

Sistema de compostagem	Vantagens	Limitações
Trincheiras	Menor impacto visual e menor atração de vetores.	A baixa oxigenação aumenta o tempo necessário para maturação dos resíduos; Dificuldade de remoção do composto após o processo finalizado (no caso de se efetuar o plantio sobre as trincheiras, não é necessária a remoção).
Leiras estáticas com aeração passiva	Redução dos custos em função do não revolvimento; Maior aproveitamento do espaço disponível para a compostagem em decorrência do não revolvimento.	Maior tempo para degradação devido à baixa oxigenação; Possibilidade de liberação de odores desagradáveis dependendo do tipo de resíduo compostado; Possibilidade de temperaturas acima do ideal.
Leiras estáticas com aeração forçada	Dispensa a necessidade de revolver as leiras; Redução do tempo de compostagem devido à aeração.	Custo para instalação e operação dos equipamentos; Custo energético.
Leiras com revolvimento mecânico	Redução do tempo de compostagem devido à aeração promovida pelo revolvimento.	Necessidade de mão de obra adicional nos casos de reviramento manual; Dependendo dos equipamentos empregados para o revolvimento, há necessidade de maior área para o processo nesse sistema.
Reatores biológicos (in-vessel)	Otimização das condicionantes (umidade e oxigenação) que favorecem a degradação; Controle de odores e chorume mais eficiente; Possibilidade de obtenção de biogás.	Custo para instalação e operação dos equipamentos;

Fonte: (BUSATO; DE PAULA; FERRARI, 2019)

3.8. FERRAMENTAS DE ANÁLISE

A metodologia Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é baseada na avaliação das entradas, saídas e dos impactos potenciais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida, ou seja, desde o momento da extração de matéria-prima ao seu descarte final. De acordo com Mogensen et al. (2007), a ACV é uma abordagem que avalia todos os estágios da vida de

um produto, motivo pela qual foi escolhida para analisar este estudo de caso. Durante essa avaliação, os impactos ambientais de cada etapa são considerados a partir dos produtos de matérias-primas, processamento, distribuição, uso e descarte. Essa metodologia considera os resultados e impactos ambientais e não apenas o fluxo de materiais.

Através dos anos, a metodologia ACV tem sido aplicada em diversas áreas relacionadas ao saneamento. Foi aplicada em sistemas de águas residuais urbanas, comparando os fluxos de contribuintes dos sistemas de águas residuais urbanas em Paris por uma seleção de parâmetros de águas residuais de rotina e poluentes prioritários e concluiu-se que eventos de tempestades contribuem significativamente para os impactos da eutrofização e ecotoxicidade de água doce em comparação com os decorrentes de efluentes tratados (RISCH et al., 2018).

Em outro estudo foram comparadas as consequências ambientais da remediação do solo por meio de biocombustível ou por de escavação e descarga (SUER e ANDERSSON-SKÖLD, 2011), ressaltando que a remediação traria impactos referentes ao uso da terra devido ao tratamento por fitorremediação. Lima et al (2018) tratou sobre a comparação de três diferentes categorias de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no Brasil, elencando: (i) descarte direto de RSU nas disposições finais (aterros sanitários e lixões); (ii) sistemas de coleta seletiva baseados nas frações úmidas e secas e (iii) sistemas mecânicos-biológicos de resíduos mistos, incluindo recuperação de materiais (LIMA et al., 2018). Os autores concluíram que a coleta seletiva das frações secas e úmidas mostrou o melhor desempenho ambiental, a reciclagem de secos contribui na minimização de emissões e recursos naturais. Entretanto é importante ressaltar que a fração de resíduos de biodegradáveis necessita de atenção, pois deve-se utilizar o tratamento de emissões atmosféricas devido aos processos de degradação. Além disso, o produto da compostagem pode estar contaminado, o que deve ser mitigado no pré e pós-tratamento.

O gerenciamento de resíduos sólidos com diferentes soluções tecnológicas deve ser pensado para a sustentabilidade do sistema. Iriarte, Gabarell e Rieradevall (2009) compararam o tratamento convencional de resíduos sólidos com tecnologias de desvio de resíduos, para isso foram avaliadas ações de desvio, como os impactos da coleta seletiva para as mudanças climáticas.

O estudo de Iriarte, Gabarell e Rieradevall (2009) focou na análise de três tipos de coleta seletiva (porta a porta, múltiplos contêineres e pneumático móvel) modelados para áreas

urbanas densamente povoadas utilizando a metodologia ACV. Nesse estudo foi dada mais atenção para os impactos de cada tipo de coleta seletiva usando o *Center of Environmental Science of Leiden University* (CML 2000). Foi constatado que a nível urbano, o sistema de múltiplos contêineres tem o menor impacto ambiental de todos os sistemas analisados, levando em conta as distâncias médias a serem percorridas de um ponto a outro e a demanda energética. O sistema pneumático móvel tem os maiores impactos ambientais em termos de aquecimento global, ecotoxicidade aquática de água doce, ecotoxicidade terrestre, acidificação e eutrofização. Por fim, o sistema porta-a-porta tem o maior impacto ambiental em termos de depleção abiótica, depleção da camada de ozônio e toxicidade humana.

4. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Nesse capítulo foi feita uma análise do método de Avaliação do Ciclo de Vida dada sua perspectiva sistêmica e muito utilizada como ferramenta de tomada de decisão, discorrendo sobre as etapas de um ACV.

4.1. FERRAMENTA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

A metodologia ACV foi padronizada segundo as diretrizes metodológicas da ABNT NBR ISO 14040/2009 e ABNT NBR ISO 14044/2009 (ABNT, 2009a, 2009b) em que foram definidas as quatro principais fases da ACV: definição do objetivo e escopo, análise do inventário do ciclo de vida, avaliação de impacto do ciclo de vida, interpretação, como pode ser visto na Figura 4.1:

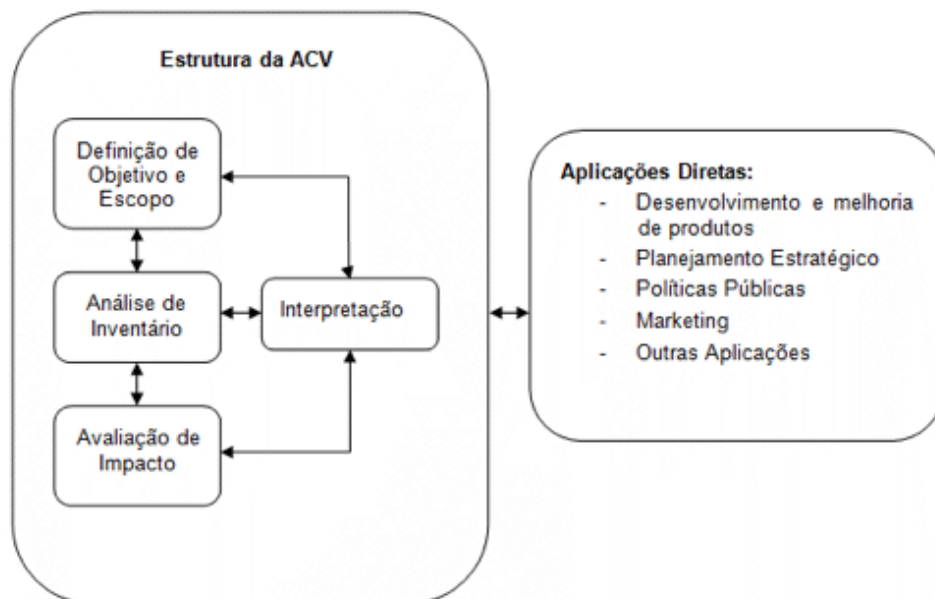


Figura 4.1 - Etapas da metodologia ACV e suas aplicações diretas.

4.1.1. OBJETIVO E ESCOPO

Para se definir o objetivo e o escopo de um ACV, deve-se primeiramente levar em conta três aspectos fundamentais, (i) o propósito do estudo; (ii) em que unidade funcional será feito o estudo para permitir a comparabilidade de resultados e (iii) os limites do sistema. Por isso deve estar claro no objetivo da ACV a aplicação pretendida, as razões para execução do estudo, o público-alvo a quem se pretende comunicar os resultados e se existe a intenção de divulgar publicamente os resultados com afirmações comparativas (ABNT, 2009a).

Segundo a ABNT (2009a), para que se alcance todas essas exigências é necessário que: se tenha acesso ao sistema de produto a ser estudado; conhecer as funções do sistema do produto; saber em qual unidade funcional será feita a quantificação; os limites do sistema; disponibilidade dos dados requisitados; categorias de impacto selecionadas; metodologia para a avaliação de impactos; a interpretação que será utilizada; formato do relatório requerido; e, por fim, a revisão crítica se aplicável.

Tendo em vista alguns exemplos de como podem ser definidos os objetivos na gestão de RS, a ACV pode ser focada na previsão do desempenho ambiental (emissões e consumo de recursos) dos sistemas gestão de RS, apoiar a sustentabilidade ambiental de produtos, demonstrar as interações entre os sistemas de RS, fornecer dados de gerenciamento de resíduos para uso na Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) de produtos individuais, usar um modelo computacional para o ICV permite que o usuário compare vários sistemas hipotéticos de gerenciamento de resíduos, seus encargos ambientais e custos econômicos (MCDOUGALL e WHITE, 2001).

É possível apontar a determinação dos impactos ambientais associados a uma tecnologia de reciclagem de resíduos de alimentos (YEO et al., 2019) e identificar pontos críticos ambientais para reduzir esses impactos. A análise de cenários tecnológicos consideram três alternativas: aterro sanitário, compostagem e a combinação entre compostagem e biodigestão (ZHAO e DENG, 2014).

No caso brasileiro, devido ao conceito de gestão integrada nos resíduos sólidos citado na Política Nacional de Resíduos Sólidos, os formuladores de política devem incluir ações voltadas para buscar soluções para a gestão de RS, inserindo a coleta seletiva, reciclagem e outras alternativas que desviem parcela dos RSU da disposição ambientalmente adequada, nos planos nacional, estaduais, microrregionais, intermunicipais e os de gerenciamento (BRASIL, 2010).

4.1.2. UNIDADE FUNCIONAL

A unidade funcional (UF) é a unidade de comparação em um Inventário de Ciclo de Vida. Historicamente, os estudos de ICV têm sido relacionados a produtos. A UF em tais casos refere-se ao produto ou embalagem feita, e as comparações são feitas com base no valor por quantidade ou por uso equivalente do produto. Portanto, é expressa em termos da saída do sistema. No caso de resíduos sólidos, entretanto, costuma ser definida pela entrada do

sistema. Para Mcdougall e White (2001), a UF poderia ser a geração dos resíduos de uma família ou o total de resíduos de uma região geográfica definida num determinado período.

Tais estudos geralmente são realizados para ver como as mudanças no produto afetarão seus encargos ambientais gerais. Em um estudo de Maria e Micale (2016), em que foram analisados os benefícios e o impacto ambiental de duas opções de tratamento por combustão (incineração) ou digestão anaeróbica seguida por compostagem para gerenciar a fração orgânica de resíduos sólidos em um distrito na Itália, a UF analisada foi de 1 tonelada de resíduos orgânicos gerados na área considerada. Além disso, deve-se considerar que para cada tonelada de RSU gerados existe um percentual de 51,4% que corresponde a FORSU gerada (RODRIGUES, 2017).

A UF pode ser adaptada em relação a operação do sistema avaliado. Foi verificado por Baldwin, Wilberforce e Kapur (2011) que no caso de restaurantes a UF avaliada pode ser o período de 1 mês considerando o perfil mensal do inventário do restaurante. Os dados de consumo foram calculados como a média de 12 meses, pois é uma medida comum para a gama de operações no serviço de alimentação. Os autores cogitaram uma UF alternativa por refeição, mas descartaram essa métrica por observar que a operação em cada restaurante muda de acordo com seu modelo de cliente e refeição. A Tabela 4.1, reproduzida a diante, apresenta uma revisão das UFs utilizadas em estudos de ACV.

Tabela 4.1. Unidade Funcional de acordo com os artigos citados.

Produto	Unidade Funcional	Referência
Operação de um restaurante ou serviço de alimentação (contas de luz, água, média da compra dos alimentos, produtos de limpeza, produtos descartáveis, produtos de preparação dos alimentos, produtos para banheiro e suprimento de escritórios)	mês	Baldwin, Wilberforce e Kapur (2011)
Fração orgânica de resíduos sólidos gerado em determinada área	t/área	Maria e Micale (2016)

Alimentos processados	Não há consenso	Silva e Sanjuán (2019)
RSO em restaurante universitário da Unicamp	Kg RSO	Rodrigues (2017)
Sistema de gerenciamento de RSU da Cidade de Boston	Kg RSU	Contreras et al., (2008)

4.1.3. LIMITES DO SISTEMA

Os limites do sistema de uma Avaliação de Ciclo de Vida podem considerar desde o berço ao túmulo dos produtos. Revisitando as origens da fabricação de produtos, na matéria-prima até o túmulo que seria a disposição final no aterro sanitário. A diferenciação entre o Ciclo de Vida de resíduos de outros ciclos é que não compartilham do mesmo berço dos produtos, pois o berço dos resíduos se inicia na lixeira, no desperdício de alimentos e descartes de modo geral (MCDOUGALL e WHITE, 2001).

Um estudo de Inventário do Ciclo de Vida para resíduos sólidos serve para otimizar o sistema de infraestrutura para o gerenciamento de uma determinada quantidade e composição de resíduos. Sendo possível planejar e gerenciar sistemas de RSU de forma mais eficiente, definindo também o que não foi considerado no estudo, afim de esclarecer a utilização do estudo para outras análises (LEME, 2010).

Ademais, quando se está identificando os limites do sistema, devem-se considerar os limites em relação aos sistemas naturais, fronteiras geográficas, limites temporais, limites dentro dos sistemas técnicos (BAUMANN e TILLMAN, 2004). Uma limitação do estudo pode se dar apenas para uma área geográfica ou um determinado recorte temporal, entretanto as limitações também podem ser encontradas nas falhas de dados do estudo.

Segundo Baumann e Tillman (2004) devem ser identificados alguns aspectos relacionados aos limites do sistema:

- Identificação do tipo de matriz energética que é utilizada no país, no qual é considerado apenas a energia usada nos processos, mas não os impactos da construção do sistema como um todo.
- Delimitação das fases de produção, uso e destinação final do sistema, para assim avaliar quais são as mais importantes para o estudo.
- Definir no horizonte temporal a metodologia a ser seguida, em que existem duas opções. A primeira opção é orientada para a mudança, denominada prospectiva, pois mira nos próximos anos avaliando as alternativas de ações disponíveis. A segunda opção é a metodologia contábil focada no impacto ambiental pelo qual um produto é responsável, sendo chamado de retrospectivo, analisando o período de tempo na fase do produto e os dados que devem ser considerados.
- Além disso, é necessário estabelecer os critérios de corte (*cut-off*), quando o impacto ambiental de determinada parte do sistema é considerado insignificante perante o resto do ciclo de vida. Foram feitas convenções em que foram excluídos o impacto ambiental da produção de bens de capital, como com a construção do estabelecimento.

No caso da gestão de resíduos sólidos, o processo de alocação pode ser considerado como multi-entradas, por poder receber muitos produtos diferentes. Entretanto, a reciclagem é considerada um circuito aberto quando se produz subproduto a partir de um produto. A escolha do método de alocação será baseada no tipo de ACV que está sendo planejado. Nesse caso, o ACV pode ser contábil ou orientado a mudança dependendo do objetivo do estudo. A diferença entre os dois é que o primeiro é apenas uma verificação de como sistema está operando, enquanto o segundo é mais usado para comparações de tecnologias e deve conter com uma análise crítica para a divulgação dos resultados (ISO, 2006).

Resumidamente foi abordado em Baumann e Tillman (2004) que a ordem de preferência de alocação deve ser:

- A alocação pode ser evitada i) aumentando os níveis de detalhe do modelo, ii) expandindo o sistema, significa que o sistema tem uma carga ambiental excedente que poderia ser utilizada, pode ser usado em ACVs orientados para a mudança.
- Fazer o particionamento das cargas ambientais, ou seja, dividir em produtos o sistema, onde não puder ser evitado a alocação, pode ser usado em ACVs contábeis;

- Em sistemas que não tiverem como ser usados relações físicas é possível se basear em relações de produto pelo valor-econômico.

No estudo de Mendes, Aramaki e Hanaki (2003), cuja área de estudo é a cidade de São Paulo, utilizou-se a metodologia ACV para comparar os impactos ambientais do aterro, compostagem e tratamento biológico de resíduos sólidos urbanos. A unidade funcional utilizada foi de 1 tonelada de RSU, cuja composição analisada foi referente aos resíduos residenciais. Os resultados e suas interpretações são mostrados na Figura 4.2.

Importante lembrar que foi considerado o plano de gerenciamento integrado dos resíduos, por isso a eliminação de biodegradáveis e não biodegradáveis foram incluídos dentro dos limites do sistema. No estudo em questão foi adotado o sistema expandido devido aos diferentes métodos analisados nos cenários de tratamento de resíduos. O sistema central envolve o tratamento dos resíduos, enquanto o sistema expandido inclui os processos compensatórios para tornar os diferentes tipos de tratamento comparáveis. Outro limite estabelecido foi que embora a madeira possa ser biologicamente degradada em um aterro, ela geralmente não pode ser degradada em um digestor anaeróbico devido à sua lenta taxa de degradação. Portanto, os resíduos de madeira foram depositados em aterro em todos os cenários.

Como exemplo de limites do sistema de uma ACV para gestão de resíduos sólidos, observa-se a aplicação no gerenciamento integrado de resíduos sólidos na cidade de São Paulo com o objetivo de avaliar cinco cenários diferentes para tratamento de resíduos sólidos na Figura 4.2.

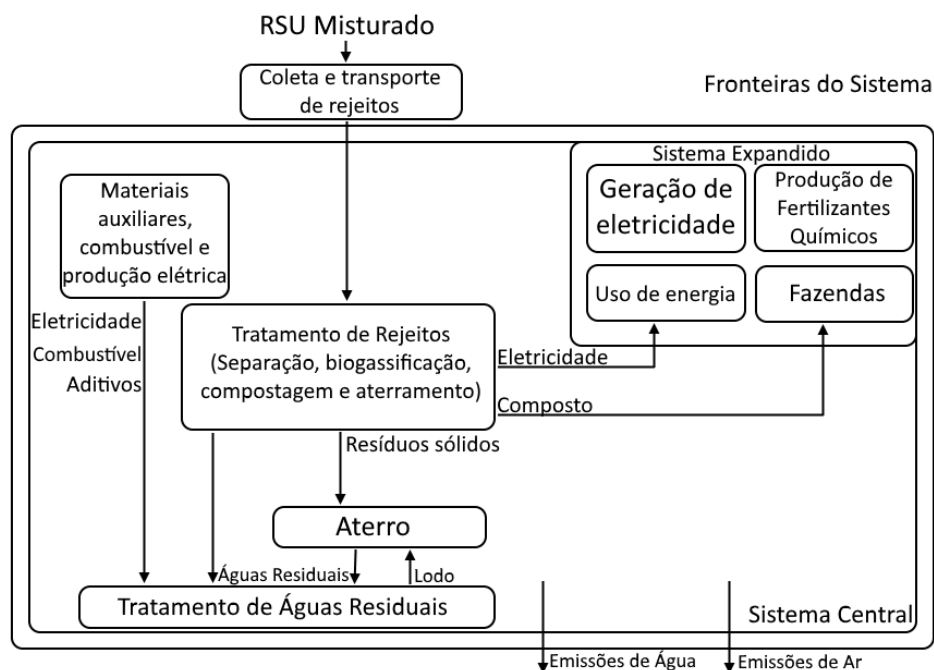


Figura 4.2 - Limites do sistema para o Inventário do Ciclo de Vida de resíduos sólidos. Adaptado de Mendes, Aramaki e Hanaki (2003).

Na Figura 4.3, é apresentada a trajetória do alimento desde a fazenda até o consumidor final em um restaurante. Nos restaurantes são necessárias várias etapas até que o alimento chegue ao consumidor final, como a aquisição de alimentos, o armazenamento de alimentos, a preparação e o cozimento de alimentos e, por fim, o serviço/suporte. Em cada etapa são exigidos diferentes insumos como mostrados.

Segundo a Figura 4.3, as etapas em um restaurante podem ser definidas da seguinte forma:

- Aquisição de alimentos - compra de alimentos e bebidas. Estão incluídos os resíduos gerados e os impactos na produção dos alimentos (uso da terra).
- Armazenamento de alimentos - energia usada no armazenamento de alimentos, bebidas e outros produtos no restaurante.
- Preparação e cocção de alimentos - energia usada na preparação de alimentos, bebidas e outros produtos no restaurante e uso da água. Não estão incluídos os impactos da produção de alimentos.
- Serviço de alimentação e suporte operacional - energia usada para iluminação, aquecimento, ventilação e ar condicionado, uso da água, suprimentos (banheiro, limpeza, produtos descartáveis) e suporte administrativo (papel).

na etapa seguinte do ACV, a fase de Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) envolve escolher entre as diferentes opções possíveis de tratamento de resíduos. Uma grande quantidade de dados variáveis é necessária para mostrar como os resíduos são tratados em qualquer sistema, e que rotas os materiais percorrem no sistema (MCDOUGALL e WHITE, 2001).

Além disso, é necessário fazer a coleta de dados que consistem em quantificar as entradas e saídas do sistema de produto, por isso é importante ressaltar que esse é um processo iterativo, pois a medida que os dados são coletados são ampliados os conhecimentos sobre o sistema e surgem novos limites ou requisitos segundo Brasil (2015). Por isso a interpretação é uma fase atuante durante todas as etapas da ACV.

Segundo Baumann e Tillman (2004), a etapa ICV deve incluir:

- Construção de um fluxograma de acordo com os limites do sistema decididos na definição do objetivo e do escopo;
- Coleta de dados para todas as atividades no sistema de produtos, seguida da documentação dos dados coletados;
- Cálculo das cargas ambientais (uso de recursos e emissão de poluentes) do sistema em relação a unidade funcional.

A complexidade dos sistemas ambientais tem para certas categorias de impacto diferentes alternativas de categorização, também existem categorias de impacto que os métodos de categorização estão desenvolvidos, fatores de equivalência do sistema

4.1.5. AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DO CICLO DE VIDA (AICV)

A Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é a terceira fase da ACV, segundo a estrutura metodológica das normas ABNT (2009a e 2009b). Nessa fase, o objetivo é interpretar os resultados do inventário acerca dos potenciais impactos nas categorias de impacto abordadas na ACV utilizando métodos e modelos de caracterização contidas no Inventário do Ciclo de Vida (ICV).

Os métodos para a AICV mais utilizados são em sua maioria desenvolvidos em países da Europa, como Holanda, Dinamarca, Suécia entre outros. Apesar de terem sido elaborados para países com diferentes características físicas, biológicas e socioeconômicas, podem ser

aplicados em diferentes partes do mundo com algumas ressalvas (MENDES, 2013). Nesse subitem foram abordados os métodos CML 2002, Eco-indicador 99 e EDIP que são os métodos mais utilizados no Brasil.

A AICV é dividida em quatro passos: i) seleção das categorias de impacto e classificação; ii) caracterização; iii) normalização e iv) definição de pesos entre categorias quando se compara diferentes alternativas, sendo as etapas 3 e 4 opcionais no estudo (RODRIGUES, 2017). A classificação citada acima aponta os problemas ambientais considerados e a caracterização é a quantificação dos impactos das substâncias encontradas no inventário, nessa etapa é utilizado um fator de caracterização em uma unidade estabelecida (UNEP, 1996).

Existem três tipos de abordagens mais comuns para os métodos de quantificação dos impactos na AICV, midpoint, endpoint e a estrutura de midpoint-endpoint. No passo 2, denominada caracterização, podem ser usadas abordagens midpoint em que são utilizados indicadores localizados ao longo do mecanismo ambiental, antes de chegar ao ponto final da categoria. Já a endpoint, considera todo o mecanismo ambiental até o seu ponto final, ou seja, se refere a um dano específico relacionado com a área mais ampla de proteção que pode ser saúde humana, ambiente natural ou recursos naturais (MENDES, 2013). Na Figura 4.4 são encontrados um esquema indicando as principais categorias avaliadas entre os métodos existentes.

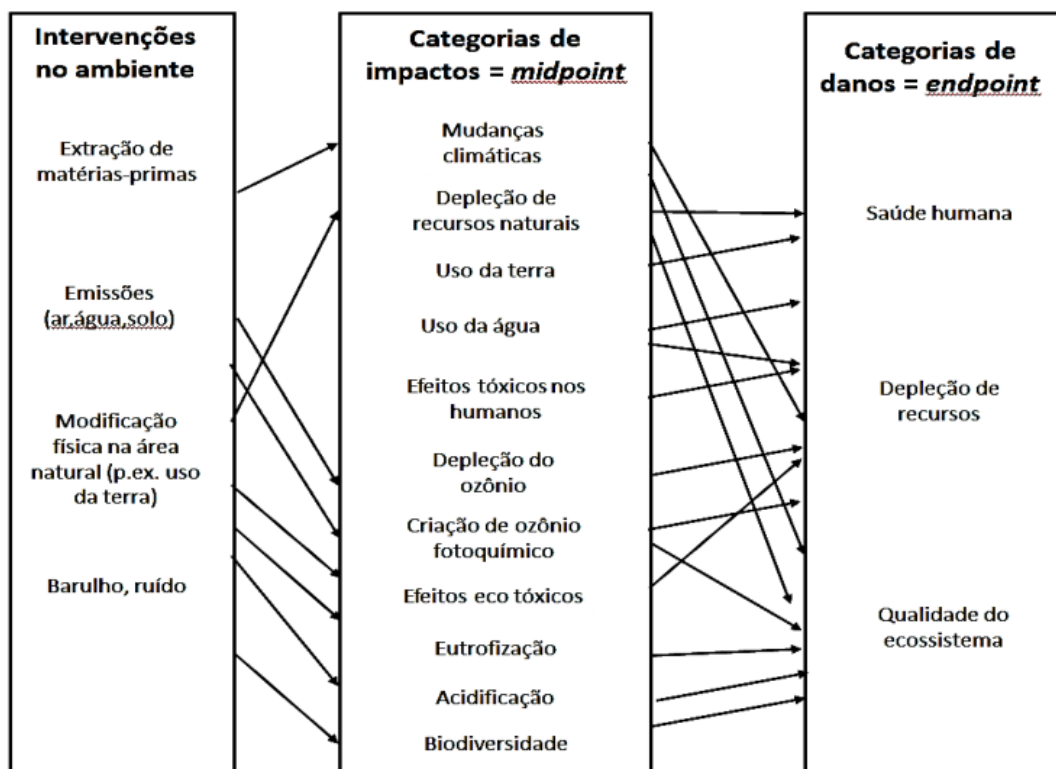


Figura 4.4 Estrutura midpoint-endpoint para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida.
Fonte: Rodrigues (2017).

No estudo de Calderón et al. (2018), é possível observar uma aplicação dos métodos de AICV aplicado ao estudo de caso de restaurantes. Concluiu-se que as principais contribuições para os impactos ambientais de um restaurante foram o consumo de carne (setor alimentício), consumo de energia e transporte, obtidos com o Eco-indicador 99. O sistema de restaurantes avaliado foi responsável por um elevado consumo de eletricidade que não estava ligado apenas a tarefa de cozinhar, como iluminação, ar condicionado, estimou-se que apenas 10 % da eletricidade necessária eram usadas para cozinhar, 28 % para iluminação, 19% para refrigeração, 17% para aquecimento de ambientes.

Além disso, quando comparado com os sistemas de catering, sistemas caseiros de fábrica e cozinhar em casa utilizando gás, o setor de restaurantes obteve o pior resultado na pegada de carbono relativa (CF), sendo duas vezes mais impactantes, cujo impacto seria o potencial de aquecimento global (CALDERÓN et al., 2018). Foi utilizado no estudo o método CML 2 baseline 2000 para validar os resultados e aumentar o número de categorias de impactos.

- *Center of Environmental Science of Leiden University (CML)*

O Center of Environmental Science of Leiden University (CML) publicou no ano de 2001 o método CML 2001 ou Dutch Handbook on LCA, como um guia operacional de normas ISO descrevendo passo a passo avaliação de impacto da ACV os procedimentos a ser aplicado para conduzir um projeto de ACV de acordo com os padrões ISO com a abordagem midpoint.

O CML reuniu um conjunto de categorias de impacto, fatores e a caracterização de métodos para uma extensa lista de substâncias (recursos da natureza e emissões para a natureza). Para implementar esses métodos no banco de dados ecoinvent LCI, uma ampla biblioteca de inventários com valores de cargas ambientais para análises do ciclo de vida, é necessário atribuir os fatores de caracterização aos fluxos elementares de recursos e poluentes neste banco de dados. Visando ligar os fatores de avaliação de impacto propostos para a abordagem orientada para o problema, conforme Frischknecht et al. (2007).

As características mais marcantes do CML 2002 são, de acordo como (EUROPEAN UNION, 2010) que todas as escolhas de categorias de impacto feitas foram apoiadas por uma fundamentação científica consistente; todos os fatores de AICV podem ser obtidos como planilhas, as quais são regularmente atualizadas e também foram fornecido para cada fator uma análise de sensibilidade para cada impacto; foram distinguidas as categorias de impacto básicas, específicas, e outras; a maioria das categorias de impacto escolhidas já foram anteriormente descritas em artigos científicos revisados por pares.

As categorias de impacto do método CML 2002 são (MENDES, BUENO e OMETTO, 2013): Depleção de recursos abióticos; Depleção de recursos bióticos; Uso da terra; Mudança climática; Depleção do ozônio estratosférico; Toxicidade humana; Ecotoxicidade aquática (água doce); Ecotoxicidade aquática (marinha); Ecotoxicidade terrestre; Formação de foto-oxidantes; Acidificação e Eutrofização.

- *Eco-indicator 99*

Desenvolvido principalmente para auxiliar na interpretação dos resultados da ACV, os eco indicadores foram pensados para o projeto de produtos. É uma ferramenta para visualização dos resultados da ACV em números ou unidades de fácil leitura e compreensão. Dados a respeito de vários processos e materiais comuns foram obtidos e calculados de antemão,

permitindo assim o cálculo dos eco-indicadores para sua utilização na avaliação ainda na etapa de planejamento de um produto (ECO-INDICATOR 99, 2000).

Apesar da forma de cálculo complexa, devido a sua fácil visualização, a metodologia precursora, o eco indicador 95 (ECO95), foi adotada e bastante utilizada por designers apesar das críticas por experts em meio ambiente por não levar em conta determinados aspectos. O eco indicador 99 (ECO99) veio para sanar algumas destas críticas, apesar dos autores reconhecerem que será um constante processo de aprimoramento e aperfeiçoamento (ECO-INDICATOR 99, 2000).

- EDIP

A metodologia *Environmental Design of Industrial Products* (EDIP) é um indicador dinamarquês muito parecido com os eco-indicadores, inclusive foi desenvolvido concomitantemente ao ECO95 ao longo de 5 anos. A utilização de ambos é uma forma de facilitar a interpretação dos resultados da ACV, e auxiliar na avaliação, ainda na etapa de planejamento, de um produto (LIMA et al., 2018).

Lima et al. (2018) afirma que essa metodologia foi projetada pelo *Institute of Product Development and Engineering Design* (IPeG) em parceria com cinco grandes empresas dinamarquesas da indústria eletromecânica, e financiado pelo *Danish Environmental Protection Agency* (EPA).

4.1.6. INTERPRETAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ICV)

A interpretação final dos resultados é continuamente feita durante o processo de ACV, na qual são identificadas questões significativas; a verificação da integridade, sensibilidade e consistência do estudo, conclusões, limitações e recomendações (RODRIGUES, 2017).

Existem dois tipos de aproximações em ACV, o primeiro é *top-down*, é utilizado quando o usuário de problemas no acesso a informações, entretanto é limitada devido a precisão, a segunda abordagem para a obtenção de dados é a *bottom-up*, em que são necessários os dados mais específicos ocasionando em geral em lacunas de dados, uma vez que o rastreamento detalhado e sistemático de todas as entradas e saídas requer um grande esforço, falhando ao reconhecer que existem outros impactos (WEIDEMA, 2003). Entretanto, em tese as duas abordagens resultariam nos mesmos resultados.

A *LCA Food Database* para alimentos considera os dados de entrada e saída dos processos no setor de alimentos nos dados de produção na agricultura e na pesca foi realizada uma abordagem *top-down* com a divisão de processos específicos em cada etapa. Para todos os outros processos além da agricultura e pesca são considerados *bottom-up*. A abordagem *top-down* é utilizada baseando-se em dados de processos unitários específicos, geralmente agregados ou vinculados a processos maiores, modelando, por fim, partes maiores de ciclos de vida de produtos ou ICV de produtos inteiros. Para fazer a análise é necessário dados dos principais recursos utilizados, ou seja, matérias-primas, água e energia, além dos principais entradas e saídas do sistema, como produto, resíduos gerados e as emissões para o ar e a água. Para a quantificação do uso da terra é necessário fornecer a terra de metro quadrado usada em um ano sem diferenciação entre os diferentes tipos de terra (LCA FOOD CONFERENCE, 2007).

É possível integrar as abordagens *top-down* e *bottom-up* como por exemplo utilizando as análises internacionais de fluxo de materiais e bancos de dados internacionais de entrada-saída para fornecer um conjunto de dados de quais dados de processo individuais e ciclos de vida do produto são vinculados para melhoria contínua do banco de dados, de acordo com *LCA Food Conference* (2007).

Na Tabela 4.2, foram identificadas as categorias de impactos ambientais utilizados em artigos relacionados a resíduos sólidos e resíduos em alimentares. A categoria mais comum entre os artigos é a Mudança Climática, entretanto se tratando de uma análise do berço ao túmulo é importante considerar os impactos do Uso do Solo e Depleção de Recursos.

Tabela 4.2 Categorias de impactos ambientais de acordo com os artigos citados.

Autor	Ano	Tema	Tecnologia	Impactos Ambientais
Cheryl Baldwin, Nana Wilberforce e Amit Kapur	2010	Restaurant and food service life cycle assessment and development of a sustainability standard	Padrão de sustentabilidade e programa de certificação (ex. selos verdes).	Mudança climática Eutrofização Acidificação Combustível Fóssil Eco toxicidade Carcinogênicos Uso de Solo Respiratórios inorgânicos
Geraldo Antônio Reichert, Carlos André Bulhões Mendes	2014	Avaliação do ciclo de vida e apoio à decisão em gerenciamento integrado e sustentável de resíduos sólidos urbanos	Análise da gestão integrada de RSU pela perspectiva da AICV baseada na metodologia CML 2001.	Mudanças climáticas Toxicidade humana Formação de foto-oxidantes Acidificação Eutrofização Uso de energia
Judite Inês Bersch	2018	A contribuição de iniciativas privadas de coleta e compostagem de resíduos Orgânicos para a redução de impactos ambientais do gerenciamento de Resíduos sólidos no município de porto alegre/RS	Análise dos impactos ambientais da compostagem pela metodologia ACV	Mudanças climáticas Toxicidade humana Formação de foto-oxidantes Acidificação Eutrofização
Nielsen P H, Nielsen A M, Weidema B P, Dalgaard R, Halberg N.	2007	LCA Food Database	Base de dados para alimentos (http://www.lcafood.dk/)	Mudança Climática Acidificação Formação de foto-oxidantes Enriquecimento de nutrientes Uso do Solo

5. MÉTODOS E PROCEDIMENTOS

Nessa seção é apresentada a metodologia aplicada na avaliação das propostas de destinação final ou valorização de RSO decorrentes dos restaurantes. A Figura 5.1 mostra o percurso proposto contendo as duas fases de avaliação, 1ª Fase: Definição de Critérios e Cenários e 2ª Fase: Avaliação das Alternativas de Gerenciamento para Restaurantes bem como as técnicas e métodos realizado em cada fase.

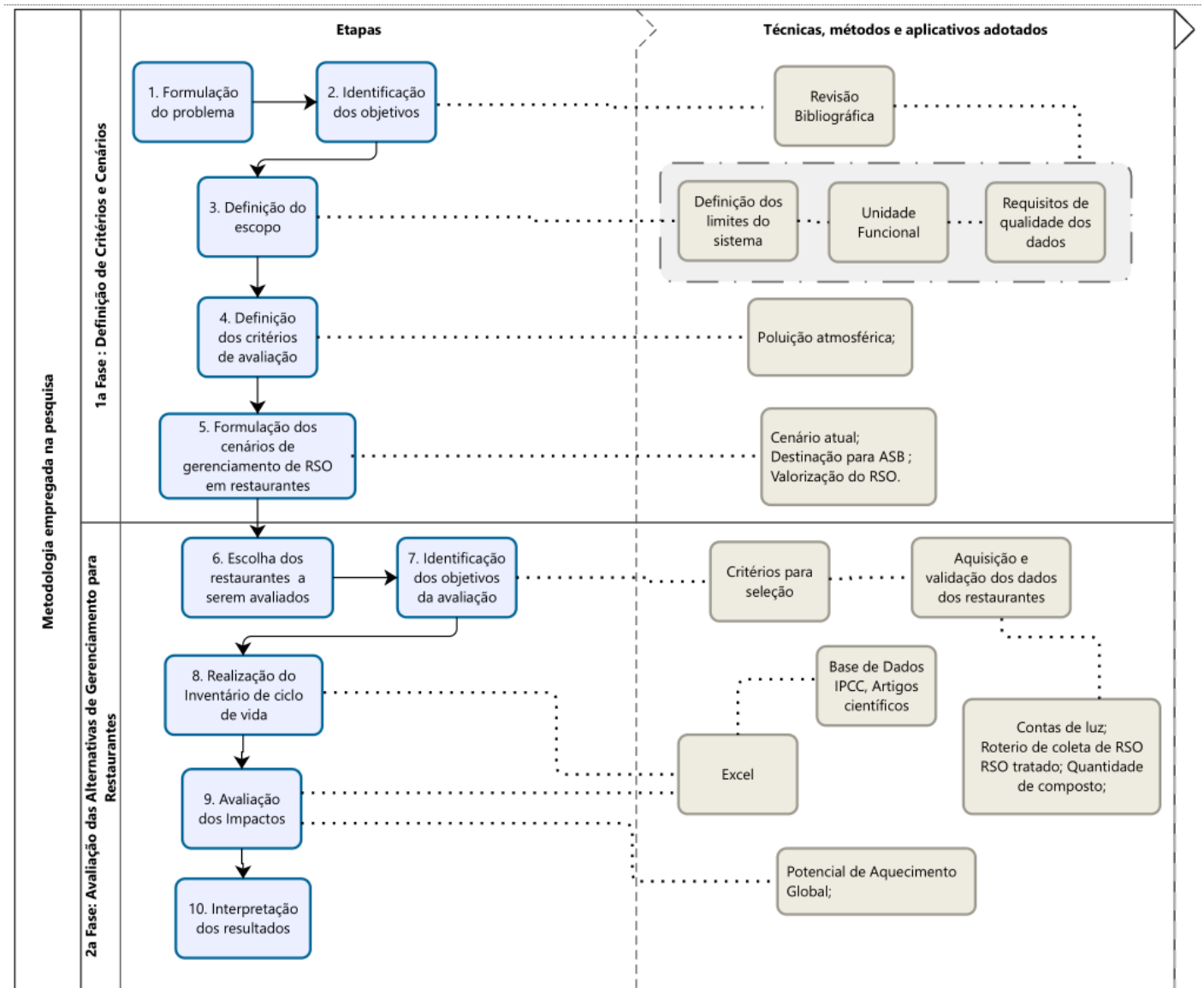


Figura 5.1 Roteiro metodológico proposto.

5.1. DEFINIÇÃO DOS CRITÉRIOS DE AVALIAÇÃO

A realização do inventário de ciclo de vida considera os seguintes critérios de i) reaproveitamento da matéria orgânica, ii) emissão de poluentes atmosféricos e iii) consumo energético.

i. Reaproveitamento da Matéria Orgânica

O primeiro critério será analisado o reaproveitamento dos resíduos orgânicos provenientes de restaurantes, cujo objetivo é minimizar o desperdício em todas as etapas do Ciclo de Vida dos cenários avaliados e gerar um composto de qualidade para a produção agrícola.

ii. Emissão de Poluentes atmosféricos

O segundo critério analisado na ACV será a emissão de poluentes atmosféricos advindas do transporte e a análise se dará em escala local, com estimativas da emissão de particulados e em escala global, estimando a emissão de GEE.

iii. Consumo Energético

O terceiro critério considera o consumo e eficiência energética nos cenários propostos, considerando os seus processos e etapas de CV significantes, em termos de consumo e eficiência energética.

5.2. DEFINIÇÃO DO OBJETIVO E ESCOPO DA AVALIAÇÃO

O objetivo desse estudo será a avaliação do tratamento e disposição final de resíduos orgânicos em estabelecimentos de serviço de alimentação. Na Figura 5.2, é mostrado o escopo do objeto de estudo.

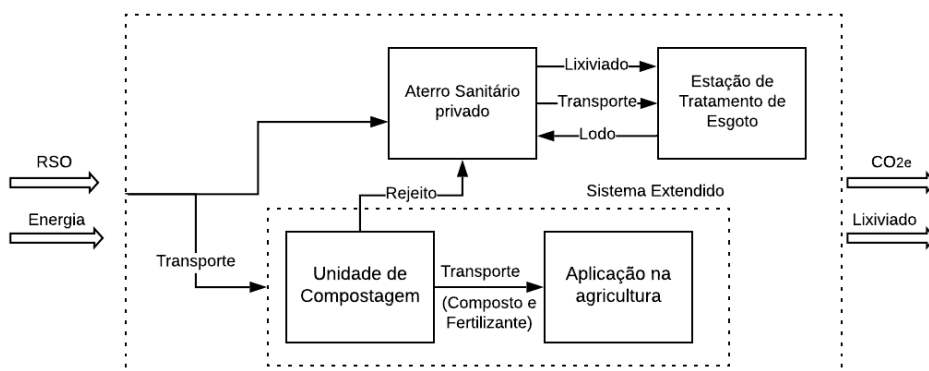


Figura 5.2 Definição do escopo do objeto de estudo.

Apesar de ser apresentado na Figura 5.2, não está sendo consideradas as emissões de metano relacionadas ao aterramento do lodo proveniente da ETE no aterro sanitário.

i. Cenário 1: Cenário Base

Esse cenário representa o potencial de emissões de GEE de 1 tonelada de RSO gerada em um restaurante destinada para a disposição no aterro sanitário de Brasília e lixiviado destinado para a ETE Melchior. Destaca-se que segundo informação fornecida pela equipe técnica do SLU, existe um planejamento para a implementação da captação e queima com eficiência de 50 % do biogás gerado pelo aterro sanitário, pode ser visualizado na Figura 5.3.

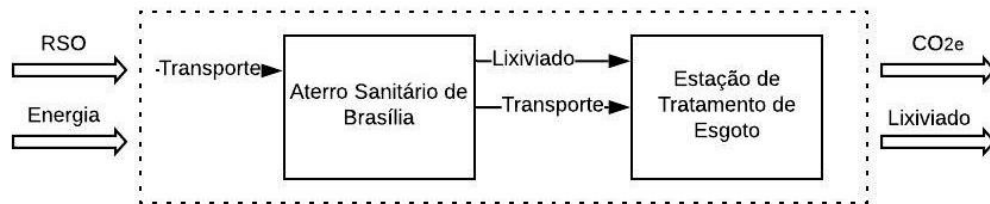


Figura 5.3 Limites do Sistema do Cenário 1.

ii. Cenário 2: Cenário Disposição Aterro Sanitário Norte

Esse cenário representa o potencial de emissões de GEE de 1 tonelada de RSO gerada em um restaurante destinada para a disposição no aterro sanitário de Norte e lixiviado sendo recirculado no maciço. Destaca-se que não foi considerado a implementação da captação e queima do biogás gerado pelo aterro sanitário, pode ser visualizado na Figura 5.4.

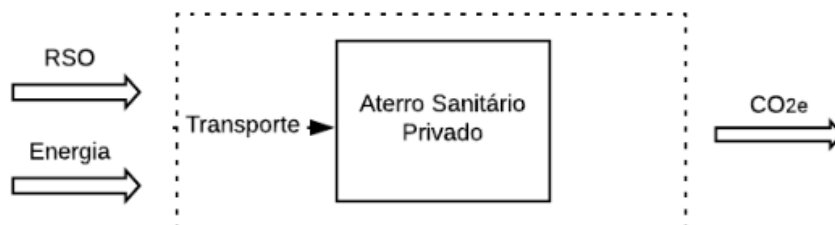


Figura 5.4 Limites do Sistema do Cenário 2.

iii. Cenário 3: Cenário Ecozinha

Esse cenário representa o potencial de emissões de GEE de 1 tonelada de RSO gerada em um restaurante destinada para a compostagem e lixiviado sendo recirculado nas pilhas, como pode ser visto na Figura 5.5.

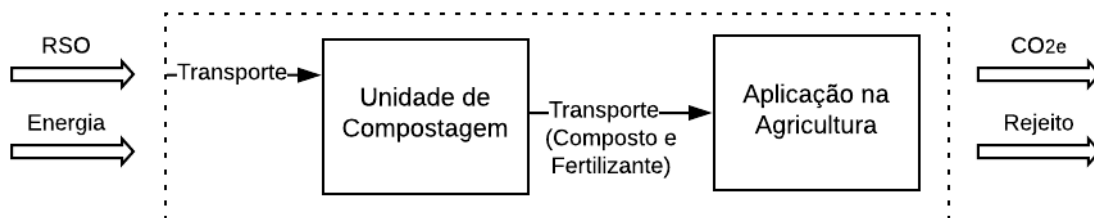


Figura 55 Limites do Sistema do Cenário 3.

Importante notar que o processo de aplicação na agricultura apresentado na Figura 5.4 é referente a substituição do fertilizante orgânico produzido na compostagem pelo fertilizante orgânico industrial.

5.3. UNIDADE FUNCIONAL

Como visto no subitem 4.1.2, estão sendo considerada a opção de UF: análise por tonelada de desperdício de RSO/ano.

5.4. LIMITES DO SISTEMA

Foi demonstrado no subitem 4.1.3 que não serão considerados os seguintes aspectos: (i) A operação do estabelecimento e instalações de gerenciamento de resíduos sólidos, (ii) impacto da construção da matriz energética e extração de combustível fóssil e (iii) quantidade de água utilizada na produção de alimentos;

5.5. CONSTRUÇÃO DO INVENTÁRIO CICLO DE VIDA

No presente trabalho teve como proposta avaliar cenários futuros de gerenciamento para os resíduos orgânicos, com isso foi estabelecido uma metodologia para a quantificação das emissões, baseado em fatores de emissão locais e internacionais que correspondessem ao que foi quantificado.

A construção do inventário foi realizada baseada nos cenários de gerenciamento de RSO de restaurantes realizados atualmente no DF, desde a coleta dos resíduos dos restaurantes até a destinação final, contabilizando o tratamento realizado no cenário que envolve o tratamento de compostagem.

A metodologia aplicada nesse estudo possui incertezas, pois não foi possível realizar as medições das emissões de poluentes envolvidas no sistema, foram utilizados então trabalhos de locais com características similares ao DF e ao método de compostagem analisado.

Tabela 5.1 Resultados esperados do ICV baseado em Guinée (2002).

Categoria de Impacto	Resultado ICV
Mudança Climática	Emissões de GEE no ar (kg CO ₂ eq)

5.5.1. Emissões de Poluentes Atmosféricos

O modelo de decaimento de primeira ordem é utilizado para calcular as emissões de biogás no aterro sanitário, para isso utiliza-se a fórmula do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) de 2006, o cálculo dessas emissões, em t CO₂/ano, está na Equação 5.1:

$$Emissões\ CO_{2eq} = \varphi \times (1 - f) \times GWPC_{CH_4} \times (1 - OX) \times \frac{16}{12} \times F \times COD_f \times FCM \sum_{x=1}^y \sum_j W_{xj} \times COD_j \times e^{-k(y-x)} \times (1 - e^{-kj})$$

Equação 1. Modelo de decaimento de primeira ordem IPCC (2006).

Onde (i) “ φ ” corresponde ao fator de correção para contabilizar as incertezas do modelo (0,9), (ii) “f” a fração de CH₄ capturada e queimada (f = 0), “GWP” ao potencial de aquecimento climático do CH₄ (28), (iii) “OX” refere-se ao fator de oxidação (0), (iv) “F” equivale a fração em volume de CH₄ no biogás (50 %), enquanto (v) “FCM” representa o potencial de produção de CH₄ (1). A variável “COD_f” indica a fração de carbono que é disponível para a decomposição bioquímica de 0,5, essa foi estimada assumindo uma temperatura padrão de 35°C na região anaeróbia do aterro sanitário e “COD_j” corresponde a fração biodegradável de carbono por categoria dos resíduos sólidos (j) - kg C em kg de RSD, como foi considerado apenas restos de alimentos de alimentos, utilizou-se o fator de 0,15.

Tabela 5.1. Tipo de componente de resíduos com a fração correspondente de carbono.

Tipo de componente	C total (% resíduo úmido)
Resíduos de comida	15,2%

Fonte: Adaptada de IPCC (2006)

A categoria de impacto estudada, potencial de aquecimento global (GWP), usualmente é analisada para o período de 100 anos. Por isso, os fatores potenciais de aquecimento global dos GEE são baseados nessa escala de tempo, a fim de comparar o CO₂ com os outros gases responsáveis pelo efeito estufa, criando estimativas de emissões de diferentes gases. O

metano varia entre o seu potencial de aquecimento de 28 a 36, o óxido de nitrogênio varia de 265 a 298 (EPA, 2019). Os valores adotados estão na Tabela 5.2.

5.5.2. Emissão no Processo de Compostagem

As emissões do processo de compostagem podem variar pelo tipo de insumos que estão sendo avaliados, além disso o método empregado influencia diretamente na variação das emissões dos gases do efeito estufa. O processo de compostagem avaliado é o de leira estática de aeração passiva e os insumos utilizados foram restos de alimentos de restaurantes e restos de podas, provenientes de condomínios de Brasília.

Existem alguns fatores que devem ser levados em consideração, a umidade do material utilizado, a porcentagem de carbono e nitrogênio na mistura.

Tabela 5.2 Dados utilizados de umidade e porcentagem de carbono e nitrogênio dos materiais selecionados.

Componente	Porcentagem de massa (baseado na massa seca) %		Umidade (%)
	Carbono	Nitrogênio	
Resíduos de alimentos	48	2,6	81,5
Restos de poda	49,5	0,2	50

Fonte: Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1993) e Vasconcelos (2019).

A princípio deve-se calcular quanto de restos de podas são necessários para 1 tonelada de resíduos de alimentos.

$$\frac{C}{N} = 25 = \frac{C \text{ em 1 t de restos de podas} + x(C \text{ em 1 t de resíduos de alimentos})}{N \text{ em 1 t de restos de podas} + x(N \text{ em 1 t de resíduos de alimentos})}$$

Equação 2. Modelo de mistura de resíduos para atingir a taxa ótima de C/N
(TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1993).

C é a quantidade de carbono na mistura (t);

N é a quantidade de nitrogênio na mistura (t);

x é a proporção de resíduos de alimentos para 1 t de poda(t);

Devido à falta de disponibilidade de dados referentes aos materiais utilizados na compostagem como o resíduo sólido orgânico e resíduos de poda, principalmente em relação

as porcentagens de carbono, nitrogênio e umidade contidas em cada material. A relação encontrada com os dados da Tabela 5.2 não se comprovam na prática nos pátios de compostagem visitados em Brasília. Por isso, foi adotado a relação de que para cada 1 kg de RSO, deve-se misturar homogeneamente 3 kg de resíduos de poda.

Na Tabela 5.3, são mostrados intervalos de fatores padrões que podem utilizados em inventários de ciclo de vida para compostagem.

Tabela 5.3 Fatores padrões de emissão de CH₄ e N₂O para tratamento biológico de resíduos.

	Resíduo seco	Resíduo úmido	Resíduo seco	Resíduo úmido
Unidade	g CH ₄ / kg resíduo tratado		g kg N ₂ O / kg resíduo tratado	
	10	4	0,6	0,3
Compostagem	(0,08 – 20)	(0,03 – 8)	(0,2 – 1,6)	(0,06 – 0,6)

Fonte: (IPCC, 2006)

Com o intuito de quantificar as emissões foi realizada uma revisão bibliográfica referentes aos fatores de emissão dos principais gases responsáveis pelo efeito estufa que estão presentes no processo de compostagem, são os gases metano (CH₄), gás carbônico fóssil (CO₂) e o Óxido Nitroso (N₂O), utilizado os valores das Tabela 5.3.

$$\text{Emissões de CH}_4 = \sum_i (M_i \cdot EF_i) \cdot 10^{-3}$$

Equação 3. Emissões de metano por massa de RSO. Adaptado IPCC (2006).

Emissões de CH₄ = emissões totais de CH₄ no ano do inventário, g CH₄

M_i = massa de resíduos orgânicos tratados por tratamento biológico tipo i, kg RSO

EF = fator de emissão para o tratamento i, g CH₄/ kg de resíduos tratados

i = compostagem ou digestão anaeróbica

A Tabela 5.3 mostra valores referentes a valores padrões de compostagem sem a distinção do método utilizado, esses fatores de emissão podem ser utilizados no inventário, quando não se tem outros valores de referência. Baseado no artigo de (BOLDRIN et al., 2009), em que foram estudadas as tecnologias de compostagem aberta (pilha estática, trincheira), fechada (pilha aerada), reator (garagem) e compostagem doméstica, para resíduos alimentares e resíduos de poda. O que avaliaremos é a pilha estática, cuja características são

similares as avaliadas, formato de pirâmide truncada, ventilação natural, sem tratamento dos gases, na Tabela 5.4.

Tabela 5.4 Emissão de gases durante a compostagem de resíduos orgânicos em que foi incluída a compostagem de pilha estática.

	Degradação	Emissão	Degradação	Emissão
Unidade	% C	kg CH ₄ / t RSO	% N	kg N ₂ O / t RSO
Compostagem	0,8 – 2,5	0,03 – 1,5	0,1 – 0,7	7,5 – 252

Fonte: (BOLDRIN et al., 2009)

As emissões de óxido nitroso variam segundo a quantidade inicial de nitrogênio presente na mistura, segundo IPCC (2006), as emissões podem variar de 0,5 % a 5%. Devido a isso será utilizado o valor de 0,3 da Tabela 5.3 na Equação 4.

$$\text{Emissões de } N_2O = \sum_i (M_i \cdot EF_i) \cdot 10^{-3}$$

Equação 4. Emissões de óxido de nitrogênio por massa de RSO. Adaptado IPCC (2006).

Emissões de N_2O = emissões totais de N_2O no ano do inventário, g N_2O

M_i = massa de resíduos orgânicos tratados por tratamento biológico tipo i, kg RSO

EF = fator de emissão para o tratamento i, g N_2O /kg de resíduos tratados

i = compostagem ou digestão anaeróbica

5.5.3. Consumo de Combustíveis Fósseis – Diesel

Na construção do ICV foram realizadas estimativas de consumo de combustíveis fósseis em todas as etapas do gerenciamento, desde o transporte do RSO coletado até a disposição final ou unidade de compostagem ou garagem da empresa responsável pela coleta.

Para as estimativas de consumo de combustível no transporte dos RSO dos grandes geradores do DF, considerou-se que o transporte é dividido em quatro etapas: (1) o transporte da garagem da empresa responsável pela coleta ou do pátio de compostagem até o último restaurante; (2) o transporte desde do último restaurante ao Aterro Sanitário de Brasília ou privado ou pátio de compostagem (Figura 5.2); (3) o transporte de poda da garagem do fornecedor a unidade de compostagem; (4) transporte de ida e volta do lixiviado para a

Estação de Tratamento de Esgoto. Devido especificidade de cada etapa são considerados 4 tipos de veículos: caminhonete, caminhão compactador, caminhão pipa e caminhão toco.

Para quantificar o gasto de combustível é necessário a equação 5.

$$C_{Transporte} = \sum (Trecho1.Pj.Dij.fi + Trecho2.Dj.fj + (1 + \alpha) \left(f_3 * \sum trecho 3 * Pi * Dk \right))$$

Equação 5 Consumo de combustíveis fósseis (diesel) adaptada de Silva (2018).

$C_{Transporte}$ é o consumo total de diesel no transporte (L/ano);

α é o fator de proporcionalidade do consumo de combustível no trajeto de volta, com o caminhão vazio, considerado igual a 0,5;

f_i é o fator de consumo de combustível onde $i = 1$ é o caminhão compactador (L/t.km), $i = 2$ é a caminhonete (L/km);

f_j é o fator de consumo de combustível, onde $i = 1$ é o caminhão compactador, $i = 2$ é a caminhonete (L/km);

f_3 é o fator de consumo de combustível do caminhão toco (L/km);

P_i é o total de RSO coletados no i -ésimo restaurante (t/dia);

P_j é o total de poda transportado para o pátio de compostagem (t);

D_{ij} é a distância da garagem i ou unidade de destino ao j -ésima restaurante (km);

D_j é a distância entre a j -ésima unidade gerenciamento até o ASB ou aterro privado (km);

D_k é a distância entre a garagem da empresa que fornece a poda até o pátio de compostagem (km).

O consumo de combustível do Trecho 4 não está sendo considerado na Equação 5 devido ao fator utilizado não ser possível inferir essa variável, dependendo apenas das distâncias percorridas (km) e massa (t), como mostrar na Tabela 5.5.

5.5.4. Consumo de energia nas instalações

O consumo de eletricidade está presente em quase todas as instalações, entretanto foi apenas contabilizado no pátio de compostagem, aterro sanitário e ETE.

$$C_{eletricidade} = \sum_{unid} f_{ce} * P_t$$

Equação 6. Consumo de energia nas instalações. Fonte: (SILVA, 2018)

$C_{eletricidade}$ é o consumo total de energia elétrica em cada cenário de gerenciamento (kWh/ano);

f_{ce} é o consumo específico de eletricidade em cada unidade avaliada (kWh/t) ou no caso da ETE (kWh/m³);

P_t é o quantitativo de resíduos gerenciados na unidade (t/ano) ou (m³/ano) no caso da ETE.

5.5.5. Emissão no tratamento do lixiviado

O lixiviado gerado no aterro sanitário tem altas taxas de DBO, por isso pode contaminar aquíferos e cursos d'água próximo a instalação. Devido a isso, pode ser tratado na Estação de Tratamento de Esgoto em conjunto com o esgoto domiciliar. Fatores de emissão estão na Tabela 5.5.

$$E_{ETE} = e_{ETE} * V_{lix}$$

Equação 7. Emissão no tratamento do lixiviado. Fonte: (SILVA, 2018)

No qual:

E_{ETE} é a emissão de metano na ETE Melchior em função do tratamento do lixiviado (kg/ano);

e_{ETE} é o fator de emissão específica de metano na ETE (kg/ m³ de lixiviado);

V_{lix} é o volume total de lixiviado encaminhado para tratamento (m³/ano).

O volume de lixiviado estimado para 1 tonelada de RSO geraria em um ano, foi baseado no dado de Silva (2018), que em seu estudo coletou a informação do SLU de Brasília. Devido a naturalidade da informação foi necessário adaptá-lo para RSO, multiplicado o valor que está na Tabela 5.4 pelo valor do IPCC para a fração correspondente de carbono nos resíduos de comida na Tabela 5.1.

5.6. ANÁLISE DE IMPACTOS

a. Mudança Climática

Guinée (2002) definiu a mudança climática como o impacto das emissões humanas na atmosfera, que corroboram para o aquecimento global. Esses impactos podem ter consequências adversas na saúde do ecossistema, na saúde humana e no bem-estar material. A maioria dessas emissões aumenta a absorção de radiação de calor, fazendo com que a temperatura na superfície da Terra suba, causando o efeito estufa.

Essa categoria de impacto pode ser calculada pela Equação 8, em que m corresponde a massa de substância liberada em kg, i a substância liberada no processo. No presente estudo, serão contabilizadas as emissões de CO₂ e CH₄. E foram compilados os fatores de emissão utilizados na Tabela 5.5, no Inventário do Ciclo de Vida.

$$\text{Mudança Climática} = \sum \text{Fator de Potencial de Aquecimento Global (GWP)} i \cdot m_i \text{ (kg CO}_2\text{eq)}$$

Equação 8. Cálculo do indicador mudança climática.

Tabela 5.5. Complicação dos fatores de emissão utilizados na realização do ACV – Inventário do Ciclo de Vida.

	Unidade	Valor	Fonte
Transporte			
Consumo de diesel – caminhão compactador	L/t.km	0,15	(MERRILD; LARSEN; CHRISTENSEN, 2012)
Consumo de diesel – caminhão compactador	L/km	3,4	(BRASIL, 2014)
Consumo de diesel – caminhão toco	L/km	5,6	(BRASIL, 2014)
Consumo de diesel – caminhonete	L/km	6	Dado Pura Vida
Emissão diesel – caminhão pipa	kg CO ₂ e/ (t.km)	0,17	(PARRAVICINI; SVARDAL; KRAMPE, 2016)
Compostagem			
Consumo de eletricidade	kWh/t	16,31	Dado Pura Vida
Consumo de diesel	L/t	0,4	(BOLDRIN et al., 2009)
Produção de lixiviado	m ³ /t	0	(CÓLON et al., 2012)
Composto	t/ t RSO	0,1	Dado Pura Vida
Emissão de CH ₄	g CH ₄ /kg resíduo tratado	1,5	(BOLDRIN et al., 2009)
Emissão de N ₂ O	g N ₂ O /kg resíduo tratado	0,3	(IPCC, 2006)
Aterro Sanitário			
Consumo de eletricidade	kWh/t	0,618	(LEME, 2010)
Produção de lixiviado	m ³ /ano	228,99	(SILVA, 2018)
DBO ₅ do lixiviado	kg/m ³	12,6	(SILVA, 2018)
<i>Cobertura de RSU</i>			
Consumo de diesel	kg/RSO	1,5E-04	(RODRIGUES, 2017)
Solo	m ³ /RSO	8,2E-05	(RODRIGUES, 2017)
ETE			
Consumo de eletricidade	kWh/m ³	15	(PARRAVICINI; SVARDAL; KRAMPE, 2016)
Emissões de CH ₄ para a atmosfera	g CH ₄ /kg DBO 5	4,022	(PARRAVICINI; SVARDAL; KRAMPE, 2016)
Energia			
<i>Eletricidade</i>			
Emissões de CO ₂ na geração de eletricidade	kg CO ₂ /kWh	0,57	(BRASIL, 2018)
<i>Queima de diesel</i>			
Emissões de CO ₂	kg CO ₂ / L	2,603	(BRASIL, 2014)
Emissões de CH ₄	g N ₂ O / km	0,02	(BRASIL, 2014)
Emissões de N ₂ O	g CH ₄ / km	0,005	(BRASIL, 2014)
Fatores de equivalência (mudanças climáticas)			
CO ₂ para CO ₂ -eq	kg/kg	1	(IPCC, 2014)
CH ₄ para CO ₂ -eq	kg/kg	28	(IPCC, 2014)
N ₂ O para CO ₂ -eq	kg/kg	265	(IPCC, 2014)

6. CARACTERIZAÇÃO

6.1. CARACTERIZAÇÃO: GERENCIAMENTO DE RSO NO DF

O Distrito Federal (DF) é uma unidade federativa brasileira composta por trinta e uma Regiões Administrativas (RA's) com população estimada de 2.972.209 habitantes em 2018, o que coloca Brasília como a terceira maior cidade do Brasil, atrás apenas de São Paulo e Rio de Janeiro (SLU, 2018b), ocupando uma área de 5.760 km², segundo o IBGE (2019a).

As RA's se diferem pelo número de habitantes, poder econômico e nível educacional, o que contribui nas diferenças de taxas de geração de resíduos sólidos domiciliares (RSD) por habitante e a sua composição gravimétrica. O estudo de Thomé Jucá (2016) revela que Brasília, Ceilândia e Taguatinga são os maiores produtores de resíduos do DF, foi também observado que quanto mais populosa a região, maior a quantidade de resíduos gerados mensalmente, para uma mesma faixa de renda e consumo.

É possível notar que o número de habitantes impactará de forma significativa no gerenciamento de RSU. Além disso, o DF tem uma das maiores taxas de geração de resíduos per capita do país, foi estimado que a coleta de Resíduos Sólidos Domiciliares (RDO) e Públicos (RPU) per capita em relação à população urbana seja de aproximadamente 1,40 kg/hab.dia (BRASIL, 2019b).

Em 2017, foram encerradas as atividades do segundo maior lixão da América Latina, localizado na capital do país, com a inauguração do Aterro Sanitário de Brasília (SLU, 2017). O Lixão da Estrutural recebia desde 1960 os resíduos sólidos de todas as RA's, recebendo não são resíduos domiciliares como também de construção civil. Atualmente, opera como uma Unidade de Recebimento de Entulho (URE), ocupando uma fração da área, recebendo apenas entulhos da construção civil, podas e volumosos, sem a presença de catadores (SLU, 2018b).

O Aterro Sanitário de Brasília desde sua inauguração em 2017 começou a receber de forma progressiva apenas os resíduos domiciliares do DF, idealmente seriam aterradas apenas a fração correspondente aos rejeitos, entretanto devido as condições atuais de gerenciamento de resíduos, está recebendo resíduos orgânicos e recicláveis também. O projeto do aterro foi feito para aterrar 8,13 milhões de toneladas de resíduos, com isso foi estimado na época a vida útil de 13 anos para o aterro sanitário (AGÊNCIA BRASÍLIA, 2016). O desafio do SLU

desde a inauguração desse aterro é aumentar o tempo de vida útil, dessa forma algumas medidas foram tomadas para isso.

Como explicado anteriormente, em 2018, entrou em vigor a Lei dos Grandes Geradores que estabeleceu a responsabilidade pela destinação dos resíduos para os geradores de acima de 120 litros por dia. Os resíduos derivados dos Grandes Geradores devem ser transportados apenas pelos autorizados e aterrados no ASB somente mediante pagamento ao Serviço de Limpeza Urbana (SLU), de acordo com preços públicos definidos. No mesmo ano que a lei foi aplicada, o somatório dos RDO recepcionados no ASB foram de 715.378 t, enquanto os resíduos sólidos de Grandes Geradores 20.063 t (SLU, 2018b), mostrando a efetividade da Lei dos Grandes Geradores.

A regulamentação da Lei do Grandes Geradores obrigou aos restaurantes que produzem mais de 120 litros diariamente a se cadastrar no SLU e destinarem de forma ambientalmente correta seus resíduos. Por isso, os serviços de coleta, transporte e destinação final do lixo devem ser feitos pela própria equipe do restaurante ou por uma empresa contratada e cadastrada pelo SLU (G1, 2019). A fim de garantir que os estabelecimentos conseguissem cumprir o estabelecido em lei foi considerado obrigatório a realização de um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS) que deve refletir os instrumentos e diretrizes utilizados pelo empreendimento no gerenciamento dos resíduos do restaurante.

A PGRS é um instrumento da PNRS em que todos os estabelecimentos comerciais estão sujeitos à elaboração, a fim de cumprirem os objetivos dessa política. Além disso, o estabelecimento deve seguir as orientações do Plano Municipal de Gestão Integrada do município e regulamentos pertinentes. Com isso o restaurante deve se adaptar às novas orientações, importante notar que SLU, não é obrigado a ofertar os serviços de coleta para os grandes geradores, sendo o estabelecimento integralmente responsável pelo gerenciamento ambientalmente adequado dos seus resíduos e pelo ônus dele decorrentes. Em Brasília, o empreendimento pode destinar para o Aterro Sanitário de Brasília (ASB) ou aterros sanitários privados (SLU, 2019).

De acordo com o Decreto nº 38.790/2017, o SLU continuará a coletar sem ônus os resíduos sólidos recicláveis secos, desde que, acondicionados segundo as orientações das legislações vigentes. Na Instrução normativa nº 89/2016, o SLU defini que os resíduos gerados pelos grandes geradores e eventos devem ser classificados em resíduos orgânicos, secos e rejeitos

ou indiferenciados. Além disso, no Decreto nº 39.981/2019 foi regulamentado que os resíduos considerados indiferenciados devem ser coletados por caminhões compactadores, de forma a possibilitar a distribuição e compressão dos resíduos. No entanto, no caso da coleta de resíduos orgânicos segregados, a empresa ou cooperativa pode declarar outro tipo de veículo.

Caso o empreendimento contrate uma empresa privada que disponha no ASB, o custo da disposição será de R\$ 91,99 a tonelada, esse preço público foi definido pela Resolução 14/2016 da ADASA. Ademais existem aterros particulares nas cidades de Planaltina de Goiás e Padre Bernardo, ambos localizados em Goiás, que também podem receber os resíduos. Ao se cadastrar no site do SLU, o grande gerador deverá informar em qual unidade serão destinados os resíduos sólidos indiferenciados. As unidades devem obrigatoriamente ser licenciadas pelo órgão ambiental pertinente (SLU, 2019).

O aterro sanitário de Planaltina é de propriedade do município e é compartilhado com o município de Formosa, recebe também resíduos de grandes geradores do DF, possuía em 2015, capacidade de processamento de 148,77 t/dia, cobrando dessa forma o custo de aterramento dos grandes geradores (PERS, 2017). O aterro sanitário de Ouro Verde, é um aterro privado localizado no município de Padre Bernardo, possui atualmente quatro células licenciadas com capacidade para atender 1.200 toneladas de resíduos por dia (OURO VERDE, 2019).

Baseado nas legislações as opções de destinação ou tratamento dos resíduos orgânicos ou rejeitos para um restaurante, classificado como grande gerador são:

- Destinar seus resíduos para o ASB;
- Destinar para um dos aterros sanitários ao redor de Brasília, Ouro Verde ou Planaltina de Goiás;
- Destinar para um pátio de compostagem que realize o tratamento dos resíduos orgânicos.

Segundo informações do SLU¹, em novembro de 2019, foram contabilizados 979 estabelecimentos cadastrados como grandes geradores, em contrapartida a 2018 que eram

¹ Informação obtida por e-mail, na qual foi solicitado atualização das informações para o SLU.

764 estabelecimentos, como é possível observar na Tabela 6.1. Constata-se assim a eficácia da legislação para o setor de RSU.

Tabela 6.1 Situação cadastral grandes geradores.

Situação Cadastral (SGI/SLU) Grandes Geradores – 28/11/2019 (Nº de cadastros)	
Deferido	979
Analisado	0
Em análise	0
Solicitado	0
Pendente	519
Rascunho	850

Fonte: SLU (2019)

A realização do cadastro é feita após a elaboração de um PGRS para o restaurante, indicando que o restaurante realizou gravimetria dos resíduos, separando em pelo menos três frações, i) resíduos orgânicos, ii) secos e iii) rejeitos. A quantificação é fundamental para o restaurante destinar corretamente de forma a minimizar os custos, visto que tem a opção de destinar seus resíduos para onde for mais conveniente.

Baseado nas legislações as opções de destinação ou tratamento dos resíduos orgânicos para um restaurante, classificado como grande gerador são:

- Destinar seus resíduos de forma indiferenciada para o ASB;
- Destinar de forma indiferenciada para um dos aterros sanitários ao redor de Brasília, Ouro Verde ou Planaltina de Goiás;
- Destinar os resíduos orgânicos para um pátio de compostagem que realize o tratamento desses.

6.2. CARACTERIZAÇÃO: DO INSTITUTO ECOZINHA DO DF

O Instituto Ecozinha é uma organização civil de direito privado, interesse público e sem fins lucrativos, que gerencia, rastreia e garante a economia circular dos seus associados (INSTITUTO ECOZINHA, 2019). A pesquisa foi realizada em Brasília utilizando os valores dos resíduos orgânicos gerados nos restaurantes que são associados a iniciativa e destinam para o Pátio Pura Vida.

O objetivo do Instituto Ecozinha é maximizar a coleta e recuperação de resíduos pós-consumo e otimizar a destinação correta para sua reciclagem na economia circular. Os associados são uma rede de restaurantes, bares, hotéis e similares que voluntariamente buscam contribuir com o desenvolvimento de uma nova economia circular com a separação do resíduo gerado e contribuindo financeiramente a realização da logística reversa. Além desses stakeholders, existem os beneficiadores (agentes intermediários) e o comprador, os beneficiadores são as empresas responsáveis pelo serviço de coleta, beneficiamento e direcionamento (para reaproveito) de cada fluxo de resíduo e os compradores são responsáveis por absorver o material recuperado, contribuindo financeiramente pelo beneficiamento do resíduo recuperado e a entrega do material para ser reintroduzido em seu processo de fabricação e (ou) reuso (INSTITUTO ECOZINHA, 2019).

O Ecozinha entrou em funcionamento em agosto de 2018, com 15 associados coletando os resíduos orgânicos, vidros, recicláveis, sendo coletadas 17,64 toneladas de RSO, já em agosto de 2019, o número de associados é 80, nesse mesmo mês foram registradas 97,60 toneladas de RSO coletados e enviadas para a compostagem, a média dos últimos 6 meses foi de 95,07 t/mês (INSTITUTO ECOZINHA, 2019).

Para manter essa estrutura e atender a todos os associados, o Ecozinha possui parceria com cinco empresas que realizam a logística e a compostagem dos RSO dos restaurantes. Após o subproduto da compostagem estar pronto os resíduos são em geral doados para os apoiadores da iniciativa, fechando assim o ciclo dos RSO. Além do viés dos RSO, o instituto propõe a logística reversa do vidro e materiais recicláveis. Essa iniciativa revela o potencial desvio do que seria aterrado como rejeito dos aterros sanitários (INSTITUTO ECOZINHA, 2019).

Tabela 6.2 Restaurantes Associados ao Instituto Ecozinha nos anos de 2018 e 2019 até o mês de junho de 2019.

Restaurantes Associados ao Instituto Ecozinha			
2018*		2019	
Baco Pizzaria	A Mano	Clube IVV	Marvin*
Beirute	Alfredo's	Daniel Briand*	Marzuk Empório
Beline	Amora Osteria	Dom Francisco AS*	Árabe
Carpe Diem	Asparagus	Dona Lenha AN	Miauquemia
Daniel Briand	Atracado	Dona Lenha AS*	Nikkei
Dom Francisco	Authoral	El Paso NA	Nossa Cozinha
Dona Lenha	B Hotel	El Paso AS*	Objeto Encontrado
El Passo	Baco AN	Ernesto Café AN	Oliver*
Feitiço Mineiro	Baco AS*	Ernesto Café AS	Páprica Burger
Grand Cru	Barkowski	Esquina Mineira	Pardim Bar
Greens	Barziin Gastrobar	Feitiço Mineiro*	Parrilla Burger
La Boulangerie	Beco da Grand Cru	Fornaria Parole	Pedacinho
Marieta	Beirute AN*	Forninho Mineiro	Pinella Bar
Oliver	Belini Café	Fratelo AN	Primo Pobre Bar
Santa Pizza	Belini Pães*	Fratelo AS	Rapport
Universal Diner	Bem te vi	Giraffas – 106 sul	Resenha
	Bhumi	Godofredo	Ricco Burger
	Cantina da Massa	Grand Cru*	Santa Pizza*
	Cantucci	Green's AN*	Sante
	Cão Véio	Green's AS	Sous Ribs & Beer
	Carpe Diem*	Iviva	Teta Cheese Bar
	Carpe Diem - CCBB	Jamburita	The Queen's Place
	Casa de Biscoitos	Jungle Bar	Universal*
	Mineiros AS	L'Amour du Pain	Valentina AN
	Castália	La Boulangerie*	Valentina AS
	C'est si Bon	La Rubia	Villa Tevere
	Chico Mineiro	Lake's	World Wine
	Clandestino	Loca como tu Madre	
15		80	

*Restaurantes que foram associados fundadores da iniciativa.

Fonte: (INSTITUTO ECOZINHA, 2019)

6.3. CARACTERIZAÇÃO: RESTAURANTES

Em 2013, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) se propôs fazer a categorização dos serviços de alimentação no Brasil, essa foi uma iniciativa pioneira baseada em experiências bem-sucedidas em outros países. A categorização consistiu em classificar os serviços de alimentação com base em um instrumento de avaliação que prioriza os aspectos de higiene de maior impacto para a saúde cujos resultados seriam de acessíveis aos consumidores (ANVISA, 2013).

A categorização foi baseada nos tipos de serviços de alimentação de acordo com Classificação Nacional de Atividade Econômica (CNAE), são Restaurantes e similares;

Bares e outros estabelecimentos especializados em servir bebidas com ou sem entretenimento e Lanchonetes, casas de chá, de sucos e similares. Segundo o IBGE (2019), a classe de Restaurantes e outros estabelecimentos de serviços de alimentação e bebidas compreende o serviço de alimentação para consumo no local, com venda ou não de bebidas, em estabelecimentos que não oferecem serviço completo, tais como: lanchonetes, fast-food, pastelarias, casas de sucos, botequins e similares e também os restaurantes self-service ou de comida a quilo.

Foram mapeados o número de estabelecimentos que prestam serviços de alimentação ou comercializam alimentos no varejo, considerando apenas os estabelecimentos considerados ativos das categorias de citadas, Restaurantes e Similares (121.489 estabelecimentos), Bares e Similares (37.421 estabelecimentos), Lanchonetes, Casas de Chá, de Sucos e Similares (134.787 estabelecimentos). Relacionando com todos os estabelecimentos as categorias que concentram o maior número de estabelecimentos no Brasil são em segundo e terceiro lugar lanchonetes e similares (19%) e restaurantes (17%), segundo a Secretaria-Executiva da Câmara Interministerial de Segurança Alimentar e Nutricional (2018).

Atualmente, no Centro-Oeste existem 11.264 estabelecimentos da categoria restaurantes e similares, representando 19,6% dos serviços de alimentação ou comercializam alimentos no varejo. Por isso é de suma importância que os restaurantes adotem medidas de gerenciamento adequadas como a realização da separação e o reaproveitamento dos resíduos alimentares, além dessas algumas medidas que buscam a remediação e prevenção dos resíduos alimentares, de acordo com (SESC, 2015):

- Aproveitamento de alimentos - receitas especiais com partes normalmente desprezadas de frutas, verduras e legumes, não só para diminuir o descarte como também para agregar nutrientes à alimentação. Além disso, é possível fomentar o consumo dessas receitas mostrando a importância ambiental e contribuição para evitar o desperdício. São aceitas 3% de desperdício na produção das refeições, ou 25 gramas por comensal.
- Planejamento rigoroso da produção de alimentos - definindo-se com a maior precisão possível o número de refeições a serem servidas, mas também um tamanho (peso) máximo por refeição, considerando crianças e adultos. Ademais, pode-se usar cubas menores ou mais rasas no final do horário das refeições.

- Sobras limpas – definido com os alimentos prontos que não foram apresentados ao público, mantidos em condições controladas na cozinha, esses podem ser aproveitados no preparo de novas refeições. As sobras sujas que foram devolvidas podem ser separadas em bombonas para a realização da compostagem.
- Resto ingestão – são os alimentos deixados nos pratos, recomenda-se que seja no máximo 7% de toda a quantidade dos alimentos produzidos ou 15 g por pessoa, caso seja refeição por peso espera-se 3 %.
- Para restaurantes com sistema self-service livres, é recomendado não usar pratos e tigelas grandes; evitando que os clientes se sirvam em maior quantidade do que irão consumir; informar os clientes que podem se servir mais de uma vez.
- Para bares e lanchonetes, sugere-se oferecer meias-porções e/ou pratos infantis.

De acordo com a Resolução do Conselho Federal de Nutricionistas no 201/98, foi definido que Unidades de Alimentação Coletiva poderiam ser de produção centralizada, quando as refeições são produzidas no próprio local de consumo e produção descentralizada, quando as refeições são produzidas em local diferente do consumo (BRASIL, 1991).

Pode-se basear em alguns dos critérios estabelecidos por SESC (2015) os critérios de seleção dos restaurantes que farão parte do estudo de caso:

- Número de refeições servidas;
- Tipo de clientela;
- Tipo de refeições – grandes ou pequenas refeições;
- Horários de preparo e distribuição das refeições;
- Produção centralizada ou descentralizada;
- Distância entre as unidades nos serviços descentralizados;
- Carga horária de trabalho do nutricionista;
- Diversidade de cardápios;
- Auto-gestão ou serviço terceirizado;
- Existência de programas de educação alimentar voltados à clientela e sua família;
- Existência de atendimento individualizado.

6.4. CARACTERIZAÇÃO: DA DEMANDA AGRÍCOLA POR ADUBO ORGÂNICO NO DF

A reciclagem de nutrientes a partir dos RSO pode ser utilizada na produção de insumos agrícolas, provenientes do campo e das cidades, essa contribuição é fundamental para garantir o retorno dos nutrientes para o solo mantendo o fluxo de nutrientes dos centros urbanos consumidores para área rural produtora e reciprocamente (VASCONCELOS, 2019).

A lei 10.831/2003 define que a produção orgânica ou produto orgânico, *in natura* ou processado, obtido em sistema orgânico de produção agropecuário ou oriundo de processo extrativista sustentável e não prejudicial ao ecossistema local, não permitindo o uso de materiais sintéticos na produção. Nessa definição são incluídos elementos relacionados a sustentabilidade econômica e ecológica e a maximização dos benefícios sociais.

Segundo essa definição os agricultores orgânicos devem ficar atentos aos fertilizantes e condicionadores de solo utilizados. Entretanto, o Censo Agropecuário do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) observou que 58% dos produtores brasileiros não utilizam nenhum tipo de adubação, 20% usam adubação química, 12% preferem adubação orgânica e 11% usam adubos químicos e orgânicos (MAPA, 2019).

Além da importância crescente do tema internacional, percebe-se que nacionalmente os produtos orgânicos vem sendo valorizados, uma pesquisa da Associação Brasileira das Indústrias de Tecnologia em Nutrição Vegetal (Abisolo), revelou que as empresas de fertilizantes orgânicos, foliares e condicionadores de solo foram as mais otimistas para o ano de 2019, a previsão foi o crescimento no faturamento entre 20% e 21% (ABISOLO, 2019).

Essa tendência de valorização da produção agrícola orgânica, é observada no DF, especificamente na RA de Brasília, pois constitui um mercado em plena expansão para produtos orgânicos e agroecológicos, como pode ser observado na Figura 6.1. Iniciada há 20 anos, a produção e a comercialização de orgânicos no DF estão sendo lideradas por um grupo de agricultores familiares, agricultores pluriativos, em que a agricultura é apenas uma de suas atividades, e a agricultores patronais (SABOURIN, 2014).

Complementando a Figura 6.1, segundo a base de dados do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), Tabela 6.3, existem no DF duzentos e noventa e cinco produtores orgânicos, certificados por empresas ou grupo de agricultores. Localizados em

sua maioria em Brazlândia, Sobradinho, Gama, Paranoá, Taguatinga, Planaltina e São Sebastião.

Tabela 6.3. Evolução da produção agrícola no DF.

Ano	2006	2013	Aumento (%)
Fonte	IBGE, 2006 SEBRAE, 2007	EMATER	
Nº de unidades de produção	161	220	73
Nº de unidades certificadas	24	102	425
Superfície cultivada (ha)	510	775	65
Produção de hortaliças (t)	3000	6900	230

Fonte: (SABOURIN, 2014)

Na Figura 6.1, observa-se que 80% da produção orgânica é consumida no DF. Sabe-se que 65 % correspondem as vendas diretas nas feiras, no Mercado Orgânico na CEASA, venda em domicílio/restaurantes e lojas naturais e que a venda indireta, ocorre nos supermercados.

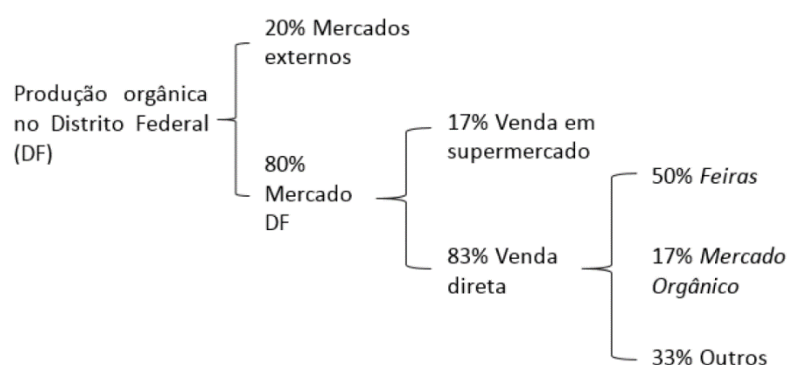


Figura 6.1 Repartição dos circuitos de comercialização dos produtos orgânicos.

Fonte: (SABOURIN, 2014)

6.5. CARACTERIZAÇÃO: DA PÁTIO DE COMPOSTAGEM PURA VIDA

No dia 28 de outubro de 2019, foi realizada uma visita ao Pátio de Compostagem Pura Vida, localizado no Altiplano Leste – Paranoá e foram feitas perguntas relacionadas ao processo (Apêndice A1). Durante a visita foram identificadas as etapas (Figura 6.2) utilizadas para a

realização da compostagem dos resíduos sólidos orgânicos provenientes de 36 restaurantes. Em média, são recebidas 60 toneladas por mês de RSO no pátio de compostagem, onde trabalham 5 funcionários, 3 designados apenas para a operação da compostagem.

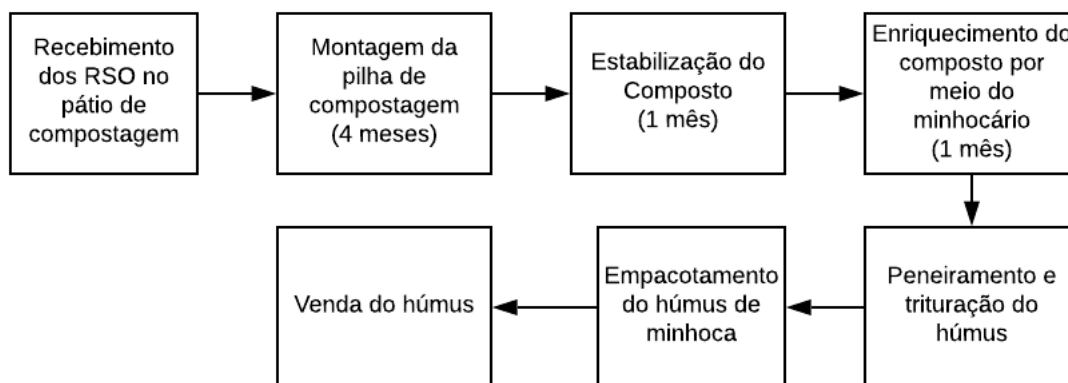


Figura 6.2 – Etapas na realização da compostagem no pátio de compostagem da empresa Pura Vida.

- **Coleta dos RSO no pátio de compostagem**

O recolhimento das bombonas nos restaurantes e o transporte até o pátio de compostagem ocorre por meio de uma empresa terceirizada. A empresa possui duas caminhonetes que realizam uma rota diária de segunda-feira a sábado, estima-se que o gasto de combustível (óleo diesel) seja de em torno de 6 km/l. Além disso, o tempo do percurso é em média de 4 horas, realizado entre 7 às 11 da manhã.

No pátio de compostagem são descarregadas as bombonas, como mostram as Figuras 6.3 e 6.4. A Pura Vida possui 280 bombonas ao total, sendo que 140 estão no pátio, devido ao rodízio de bombonas, a recolhem com os RSO e devolvem limpa, sendo lavadas no próprio pátio. Cada bombona possui a capacidade de 33 kg (Figura 6.4).



Figura 6.3 – Caminhonete da empresa terceirizada que realiza a coleta dos RSO.



Figura 6.4 – Bombonas recolhidas dos restaurantes.

- **Montagem da pilha de compostagem**

O método utilizado no Pátio de Compostagem é o método UFSC, criado na Universidade Federal de Santa Catarina, foi criado a fim de adaptar a compostagem de restos de alimentos, composto por dois tipos diferentes, i) resíduos gerados no preparo das refeições e ii) Restos de comida cozida. Devido ao primeiro tipo ser proveniente da preparação do alimento, formado por folhas tenras de verduras e por cascas e partes descartadas de frutas e legumes. São resíduos que apresentam reduzido risco de apresentar contaminação biológica, pois foram separados antes de serem servidos aos usuários dos restaurantes.

Entretanto, devido a características específicas de comidas cozidas, o processo de compostagem é dificultado, devido ao material ser² :

1. De rápida decomposição, pois é muito rico em amido, o que resulta em elevado consumo de oxigênio;
2. Geralmente possuir uma textura pastosa, o que dificulta a sua oxigenação;
3. Poder apresentar elevado risco de contaminação biológica, pois tiveram contato com muitas pessoas.

As duas primeiras características geralmente promovem falta de oxigênio e a formação de ácidos orgânicos, o que leva emissão de forte odor azedo e a atração de moscas. A

² Informação obtida por e-mail ao correspondente Marco Leal da Embrapa Agrobiologia.

última característica, que corresponde ao risco de contaminação biológica por enteropatógenos e viroses, deve ser tratada na compostagem, por isto, é necessário que as leiras de compostagem apresentem aquecimento, mantendo temperaturas maiores que 55 °C por 14 dias, ou maiores que 65 °C por 3 dias, para que ocorra a eliminação de eventual contaminação com doenças, explicado item 3.5.

Esse tratamento usa a técnica de leira estática passiva, baseada no método UFSC por isso não é feito o revolvimento nessa etapa, que tem duração de 4 meses aproximadamente (Figura 6.5).



Figura 6.5 – Pátio de compostagem com 5 leiras estáticas de aeração passiva.

Os parâmetros monitorados no pátio são umidade, temperatura, relação C/N, entretanto um aspecto importante também é o formato da leira, principalmente a largura dessa. No Pura Vida, utilizam a altura de 1,8 m e largura de 2,5 m, pode-se observar nas Figuras 6.6 e 6.7.



Figura 6.6 – Formato da leira de compostagem.



Figura 6.7 – Diferença de altura entre duas leiras.

O diferencial do processo de compostagem realizados no Pura Vida para os outros pátios localizados em Brasília é que esse possui uma esteira, auxiliando na mistura entre as fontes ricas em carbono e nitrogênio, facilitando alcançar a altura de 1,8 m e diminuindo a necessidade de mão de obra, pode ser observado na Figura 6.8.

A relação C/N desejada no pátio é de 20:1, como explicado na seção 3.5, é fundamental para a operação da compostagem para cada 1 kg de RSO, mistura-se 3 kg de palha. Além disso, de acordo com o método UFSC, o material que atrai os vetores e produz odores deve ser colocado no centro e a pilha recoberta com palha nas laterais e na parte superior.



Figura 6.8 – Homogenização entre os RSO e o resto de poda.

A impermeabilização do solo é um aspecto obrigatório pela legislação, essa ocorre por meio de uma base de concreto embaixo das leiras, que impede a infiltração do lixiviado no solo,

obrigatório pelas legislações explicado item 3.7. Em geral, a impermeabilização é feita por mantas geossintéticas, por uma decisão de projeto e manutenção do pátio optaram pela base de concreto. Além disso, é captado o lixiviado de todas as leiras para uma caixa d'água, visto na Figura 6.9.



Figura 6.9 – Caixa d'água onde é armazenado o percolado do pátio de compostagem.

- **Estabilização do Composto**

A etapa de estabilização do composto é importante para garantir a eficiência no processo de compostagem. Nessa etapa o composto já perdeu em torno de 80 % de água, devido à alta taxa de umidade nos resíduos orgânicos (VASCONCELOS, 2019), e será deslocado para outra pilha por meio de um trator de pá reviradeira alugado, como pode ser observado na Figura 6.10.

Nesse local o material já está na fase de maturação permanecendo até que seja considerado estabilizado, para isso são feitos testes práticos para atestar que está estabilizado, o que demora em média um mês. Devido a movimentação a pilha ocorre a aeração e passa pelo processo de estabilização do composto, os microrganismos presentes são principalmente os fungos, devido a temperatura variar entre 30 °C a 40 °C.



Figura 6.10 – Composto sendo estabilizado. Pode-se observar ao fundo a máquina de revolvimento da leira.

- **Enriquecimento do composto por meio do minhocário**

Após a etapa de estabilização do composto, esse material passa por mais uma etapa com duração de 1 mês no minhocário. No minhocário, ocorre a vermicompostagem que só é possível devido a fase de estabilização do material, pois as minhocas não sobrevivem em ambientes com predominância de material ainda instável. Nestes ambientes geralmente ocorre falta de oxigênio, produção de substâncias tóxicas para as minhocas, como ácidos orgânicos, e pode ocorrer temperaturas elevadas.

Após a estabilização do material, as minhocas atuam triturando os materiais mais grosseiros e acelerando o processo de humificação. Por isso, o vermicomposto se apresenta com granulometria mais fina e mais humificado que o composto comum, o que o torna um produto mais adequado para ser utilizado em ambientes domésticos. Porém, quando comparado com o composto comum produzido com as mesmas matérias-primas, o vermicomposto apresenta os mesmos teores de nutrientes, sendo que eles estão menos disponíveis, devido à elevada humificação. E além disto, o seu custo é maior, mas como o húmus de minhoca geralmente é comercializado em pequenas quantidades para uso doméstico, ele é vendido por um preço muito maior³.

³ Informação obtida por e-mail ao correspondente Marco Leal da Embrapa Agrobiologia.



Figura 6.11 – Minhocário. Créditos: Rayssa Coe



Figura 6.12 – Minhocário Créditos:



Figura 6.13- Minhocário Créditos: Rayssa Coe

- **Peneiramento do húmus**

Uma das últimas etapas é o peneiramento do composto de minhoca, nessa etapa acontece o maior gasto energético do processo, entretanto não é possível estimar de fato, pois foi uma criação dos gestores do pátio de compostagem. Estão presentes nesse processo duas esteiras e uma peneira, visto na Figura 6.14.



Figura 6.14 – Peneiramento e trituração do húmus de minhoca. Créditos: Rayssa Coe

O rejeito é verificado nessa fase, entretanto não é feita a quantificação, sabe-se que um problema no processo de compostagem é a má segregação na fonte, ou seja, nos restaurantes. Mesmo com o peneiramento é possível verificar pedaços pequenos de plásticos.

- **Empacotamento e venda do húmus de minhoca**

O húmus produzido no pátio de compostagem é destinado para lojas locais, localizadas principalmente no Lago Sul, além de consumidores finais diversos. São produzidos em média 300 sacos por mês o que equivale a 6 toneladas de húmus de minhoca, pode ser visualizado nas Figuras 6.15 e 6.16.



Figura 6.15- Humus empacotado para venda.
Créditos: Rayssa Coe



Figura 6.16 – Húmus após a trituração. Créditos: Rayssa Coe

Na Figura 6.17, podemos observar que durante esse último ano, iniciando em outubro de 2018 a outubro de 2019, ocorreu uma variação na coleta de RSO dos restaurantes, cuja média foi de 59,3 t/mês. Essa variação pode ser explicada, por aumento ou diminuição no número

de associados que contratam o serviço de compostagem. No mês de junho houve a maior queda devido à perda de um associado (padaria), que produzia mais de 3 t por mês.

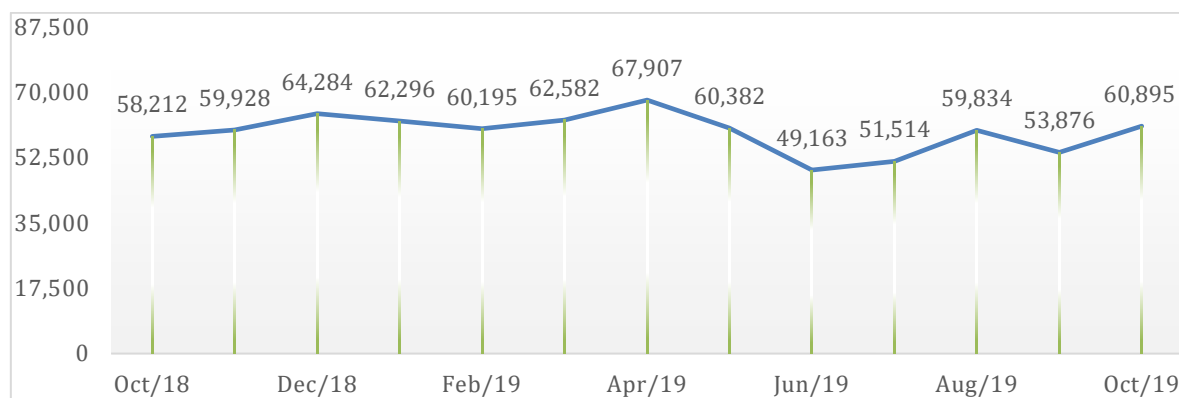


Figura 6.17 Variação da coleta de RSO pelo Pátio de Compostagem Pura Vida.

7. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Este capítulo é dedicado a explicação das variáveis utilizadas em cada cenário, com ilustrações feitas no ArcMap para caracterizar as rotas coletas de RSO, considerando as emissões de GEE da compostagem, do aterramento no aterro sanitário e do tratamento do lixiviado na ETE.

7.1. CARACTERIZAÇÃO DO CENÁRIO 1 - BASE

Baseado nas características do cenário padrão de gerenciamento de RSO, fluxograma apresentado na Figura 5.2, foi considerado o aterramento do RSO no Aterro Sanitário de Brasília. Estão envolvidos, também, nesse cenário as emissões provenientes da cobertura dos resíduos (consumo de diesel e solo), o consumo energético necessário na instalação, as emissões de metano na degradação da matéria orgânica. Além disso, foram contabilizadas as emissões no tratamento do lixiviado na Estação de Tratamento de Esgoto.

A degradação da matéria orgânica no Aterro Sanitário contribui consideravelmente para as emissões de GEE, visto que o gás em maior proporção é o metano. Segundo a Resolução Adasa nº 18, de 01 de agosto de 2018, deve ser garantida a captação dos gases e seu encaminhamento para queima ou aproveitamento energético. A comparação ao caso do Aterro Sanitário Norte, para o cenário 2 não se aplica, visto que opera sem a captação e queima de gases de GEE.

Um estudo focado em um aterro sanitário na cidade de Três Corações, Minas Gerais, realizou estimativas da quantidade de biogás e energia gerada da decomposição anaeróbica, concluindo que a taxa de captação do biogás no aterro, foi de 50,0%. Aplicou-se, então esse dado ao caso do ASB, considerando-se que seja possível captar 50% do gás gerado devido a impossibilidade de coletar todo o gás gerado (PIÑAS et al., 2016).

- Caracterização da Coleta dos RSO

Conforme, o subitem 5.5.3, foram avaliados 4 percursos necessários para o gerenciamento dos RSO dos restaurantes, devido as diferentes características de cada material transportado foram realizados por 4 tipos de veículos que realizaram diferentes percursos para transporte dos RSO, do lixiviado e dos resíduos de poda, necessário para a realização da compostagem.

O Decreto nº 39.981/2019 regulamentou que os resíduos considerados indiferenciados devem ser coletados por caminhões compactadores, de forma a possibilitar a distribuição e compressão (compactação) dos resíduos. No entanto, no caso da coleta de resíduos sólidos orgânicos segregados, a empresa ou cooperativa responsável pode declarar outro tipo de veículo. Por isso, o veículo considerado nos cenários 1 e 2 foi o caminhão compactador, enquanto o cenário 3 foi modelado com uma caminhonete.

A estimativa das emissões de GEE provenientes do consumo de diesel para os caminhões compactadores e caminhonetes utilizadas para no transporte foram baseados no inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários com ano-base em 2012 (BRASIL, 2014), pode ser visto na Tabela 7.1.

Tabela 7.1 Classificação dos veículos utilizados no gerenciamento de RSO, segundo Brasil, (2014).

Tipo do caminhão	Classificação	Fator de consumo de diesel
Caminhão compactador	Caminhão semipesado	3,4 km/l 0,15 l/ km.t
Caminhonete	Caminhão semileve	6 km/l
Caminhão Pipa	-	0,17 l/ km.t
Caminhão Poda	Caminhão médio	5,6 km/l

Na Tabela 7.1, foram acrescentados os fatores de emissão de todos os caminhões responsáveis pelo transporte de algum trecho de transporte no gerenciamento. O único dado que foi utilizado diferente da literatura é referente a caminhonete que pelo seu tempo de uso emite mais, principalmente, em relação ao gás carbônico (BRASIL, 2014) O valor utilizado foi de 2,674 kg CO₂/ litro.

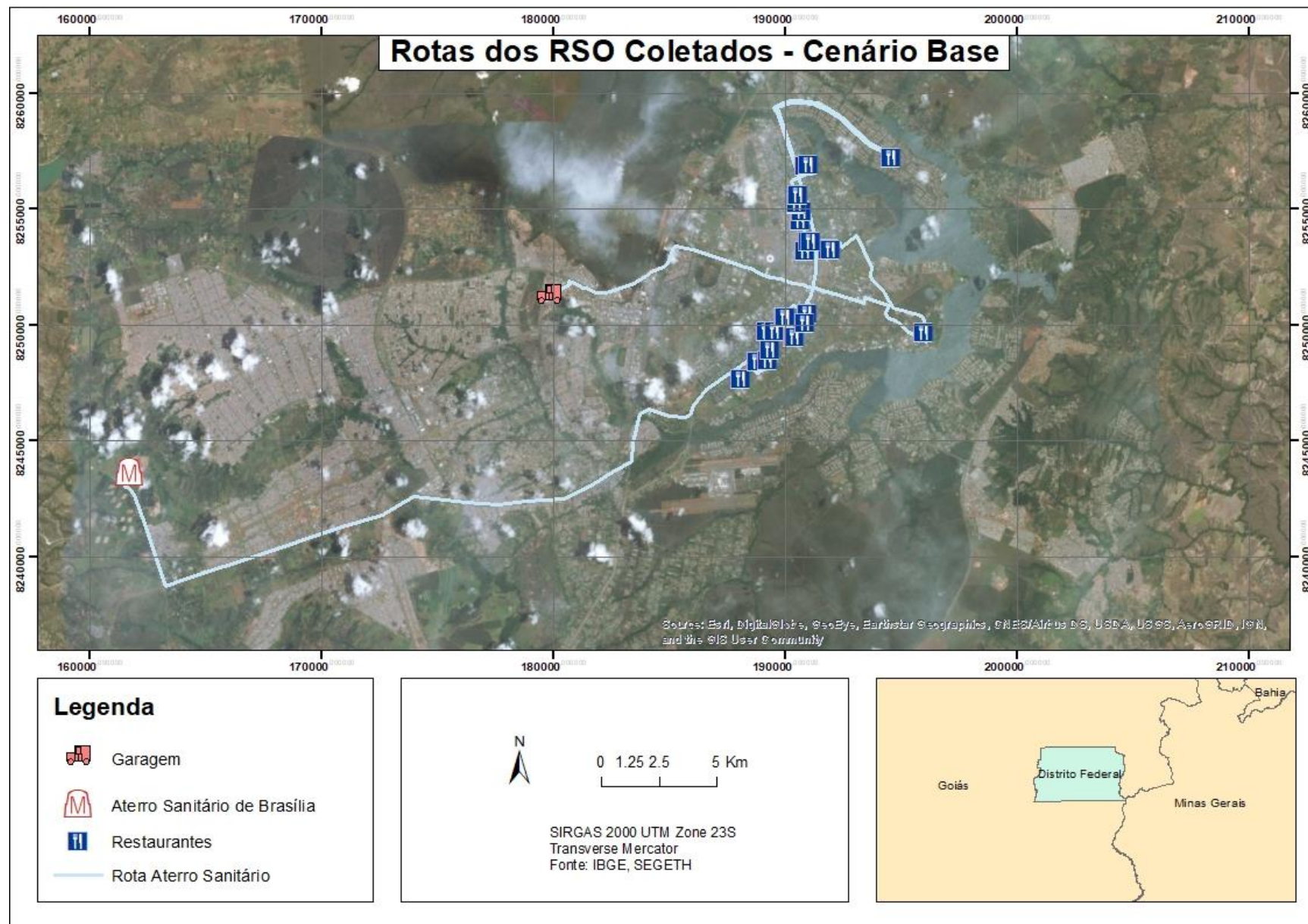


Figura 7.1 Mapa representando as rotas realizadas no cenário 1.

- **Caracterização do Cenário 2 – Aterro Sanitário Privado**

As considerações realizadas no cenário 1, Figura 5.3, no qual a opção avaliada de aterramento do RSO foi o Aterro Sanitário Norte, localizado em Planaltina. Foram que nesse cenário as emissões provenientes da cobertura dos resíduos (consumo de diesel e solo), o consumo energético necessário na instalação e as emissões de metano na degradação da matéria orgânica. Não se considerou o tratamento do lixiviado, devido a prática de recirculação em aterros sanitários que não tratam seus resíduos na ETE ser usual.

Na Figura 7.2, é possível visualizar as rotas realizada para a coleta do RSO até o Aterro Sanitário Norte (ASN) e do ASN até a garagem da empresa responsável pela coleta.

7.2. CARACTERIZAÇÃO DO CENÁRIO 3 - ECOZINHA

Em relação as emissões do tratamento dos RSO na compostagem existem uma grande amplitude de fatores a serem considerados, os quais são detalhados nos estudos de Cólón et al., (2012), Boldrin et al. (2009) e Cerda et al., (2018), e resumidos nas Tabela 3.1, 5.3 e 5.4. Entendem-se que a variabilidade dos resíduos alimentares influencia consideravelmente nas emissões, visto que mesmo se analisando a mesma tecnologia os valores de emissão de GEE variam (CERDA et al., 2018).

Devido a isso, foram utilizados os valores padrões do IPCC (2006), encontrados na base de dados *IPCC Emission Factor Database (EFDB)*, cujo objetivo é tornar público e de fácil acesso as informações científicas de apoio, auxiliando a melhorar a qualidade dos inventários de GEE.

Os maiores contibuintes para as emissões de GEE no processo de compostagem são o metano, o óxido nitroso e o dióxido de carbônico fóssil, originados do consumo de combustível de cada método de compostagem. Nas Tabelas 5.3 e 5.4, podem ser observados os valores utilizados foram de 1,5 kg CH₄/t RSO, 0,3 kg N₂O/t RSO.

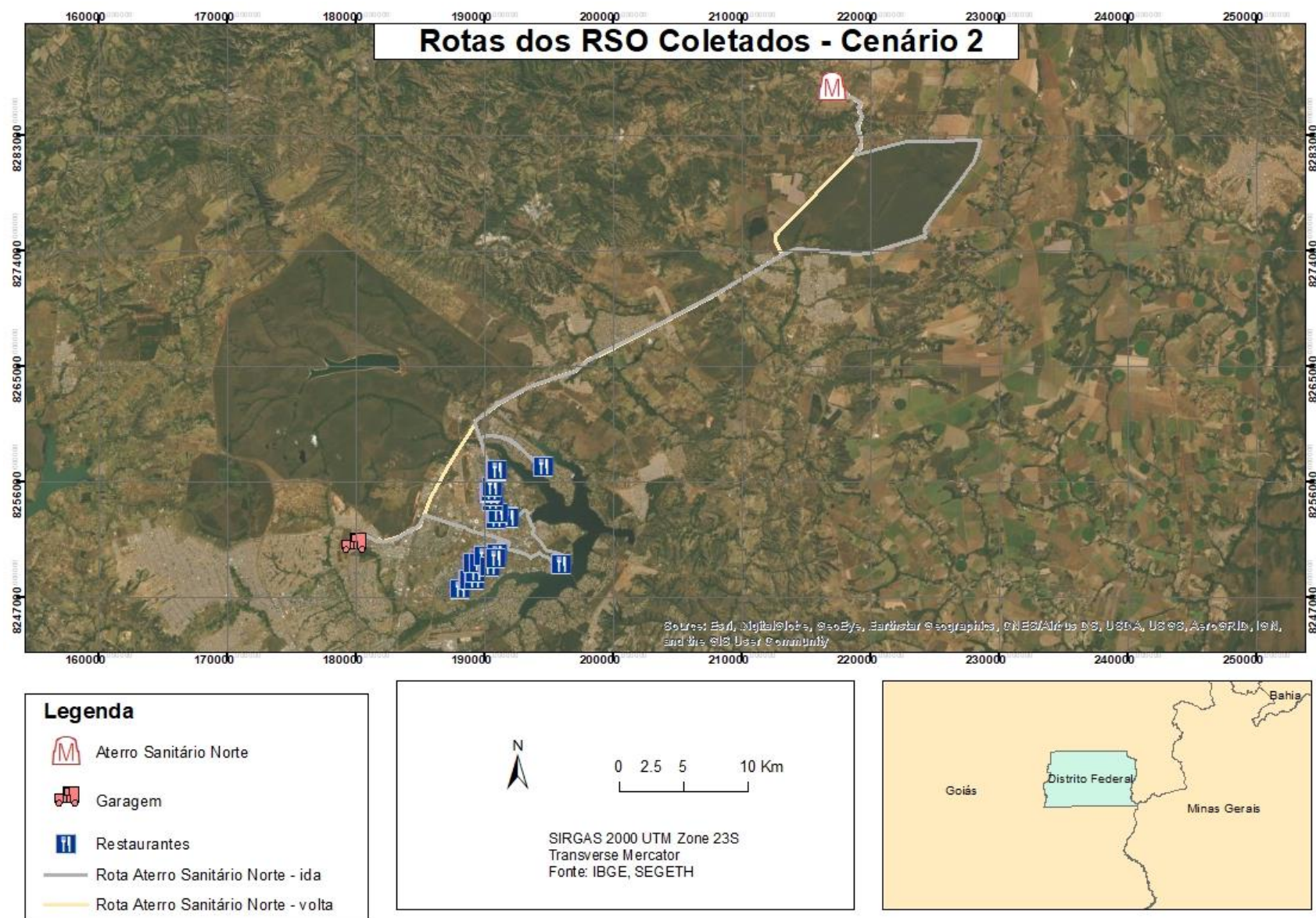


Figura 7.2 Mapa representando as rotas realizadas no cenário 2.

Também foi analisado nesse cálculo o fornecimento de energia elétrica baseado em dados locais⁴. O valor correspondente das emissão de GEE estão em concordância com a contribuição do aquecimento global para tecnologias abertas de compostagem apresentados em Boldrin et al. (2009), a margem analisada para metano é 3 a 242 kg CO₂-eq/t RSO, resultando em 121,5 kg CO₂-eq/t RSO para o estudo de caso atual. Pode-se verificar individualmente os resultados na Tabela 5.3 e 5.4.

Tabela 7.2 Comparação dos resultados com o estudo de Boldrin et al. (2009).

Componentes	Resultado (kg CO₂-eq/ t RSO)	Valores Boldrin et al. (2009) (kg CO₂-eq/ t RSO)
Emissão de CH₄	37,5 (GWP: 25)	0.8 a 169 (GWP: 25)
Emissão N₂O	89,4 (GWP: 298)	2.2 a 73 (GWP: 298)
Emissão de CO₂ -fóssil	2,4 (GWP: 1)	1 a 16 (GWP: 1)
Emissão de CO₂ eq - eletricidade	6.5 (GWP: 1)	0.02 a 18 (GWP: 1)

Foi verificado na visita técnica que o Pátio Pura Vida possui a produção de adubos orgânicos provenientes dos resíduos alimentares que coletam dos restaurantes. Importante notar que por definição fertilizantes orgânicos e adubos orgânicos são sinônimos, dado que os adubos são utilizados para melhorar a fertilidade do solo. E os fertilizantes orgânicos são produzidos a partir de materiais de constituição orgânica⁵.

Afim de contabilizar as emissões evitadas na aplicação do fertilizante orgânico na agricultura foi escolhido por um fator de emissão do estudo de Brinkmann et al., (2004, apud BOLDRIN et al., 2009), em que foram comparados duas diferentes tecnologias utilizando RSO, compostagem em sistema fechado e em sistemas abertos na Holanda. O fator de emissão encontrado foi de -22,4 a -46,1 kg CO₂-eq/t RSO, para o presente estudo foi adotado - 22,4 kg CO₂-eq/t RSO.

⁴ Informação fornecida pelo Pátio de Compostagem Pura Vida, no qual por indicação do técnico local, foi contabilizado que 70% da energia é utilizada no processo de compostagem e 30 % nas instalações de uma casa que está no mesmo terreno.

⁵ Informação obtida por e-mail.

No início do capítulo, foi discutido sobre os tipos de caminhão utilizados no gerenciamento dos RSO. No cenário 2, é utilizado uma caminhonete, como mostra a Figura 6.3, cujo consumo está na tabela Tabela 5.3

Visto que o pátio de compostagem conta com duas caminhonetes que fazem a rota de coleta dos RSO, foram feitos dois roteiros⁶ baseados no que ocorre atualmente, estão apresentados nas Tabelas 7.2 e 7.3. Também foi contabilizado nas emissões do transporte a poda necessária para compostagem e detalhado no item 6.5. Utilizando para isso o Google Maps e a rota percorrida estão na Figura 7.1.

Tabela 7.3 Roteiro percorrido na Asa Norte, elaborado a partir de informações do Pura Vida.

Endereço	Restaurantes	Massa⁷ (t/dia)	Distância (km)
Setor de Clube Sul	Carpe Diem CCBB	0.019	19.20
403 N	Cantucci	0.040	7.80
402 N	Nossa Cozinha Bistro	0.037	0.10
402 N	Forninho Mineiro	0.045	0.10
302 N	Green's	0.161	2.20
104 N	Chico Mineiro Confeitaria e Café	0.135	0.55
104 N	Daniel Briand	0.100	0.10
306 N	Feitiço Mineiro	0.074	1.30
107 N	Bar Beirute - Asa Norte	0.110	0.55
309 N	Asparagus	0.116	1.60
309 N	Floricultura Flô	0.006	0.10
309 N	Baco Pizzaria Asa Norte	0.021	0.10
110 N	El Paso Asa Norte	0.044	5.70
413 N	Restaurante Santé 13	0.068	0
413 N	Dona Lenha asa Norte	0.080	0.13
413 N	Café Clandestino	0.033	0
Lago Norte	Forneria Parole Pizzaria	0.029	9.00
Paronoá	Pátio Pura Vida	1.117	35.50
Total			84.03

⁶ Os roteiros foram elaborados pelo autor baseado em informações do Pátio de compostagem Pura Vida.

⁷ A massa apresentada na tabela é referente com a uma estimativa se os resíduos fossem coletados de segunda-feira a sábado, entretanto sabe-se que isso não é necessário para todos os restaurantes.

Tabela 7.4 Roteiro Asa Sul, elaborado a partir de informações do Pura Vida.

Endereço	Estabelecimentos	Massa (t/dia)	Distância (km)
Paronoá	Pátio Pura Vida	0.00	24.80
402 sul	Dom Francisco	0.11	0.65
202 sul	Dona Lenha asa sul	0.05	1.70
404 sul	El Paso asa sul	0.11	0.30
405 sul	Olivae	0.02	0.06
103 sul	The Plant	0.11	2.00
104 sul	Carpe Diem	0.10	0.14
106 sul	Sky burger asa sul 106	0.04	1.40
106 sul	Casa Biscoito Mineiro	0.16	0.01
106 sul	Estação do Guaraná	0.07	0.03
106 sul	Giraffas 106 sul	0.04	0.01
306 sul	La Boulangerie	0.09	0.65
207 sul	Santa Pizza	0.02	1.10
408 sul	Parrilla burger	0.02	0.00
408 sul	Baco Pizzaria Asa Sul	0.03	1.80
210 sul	Pecorino	0.01	0.60
210 sul	Universal Dinner	0.11	0.32
412 sul	Grand Cru	0.04	1.70
Paronoá	Pátio Pura Vida	1.13	27.70
Total			64.98

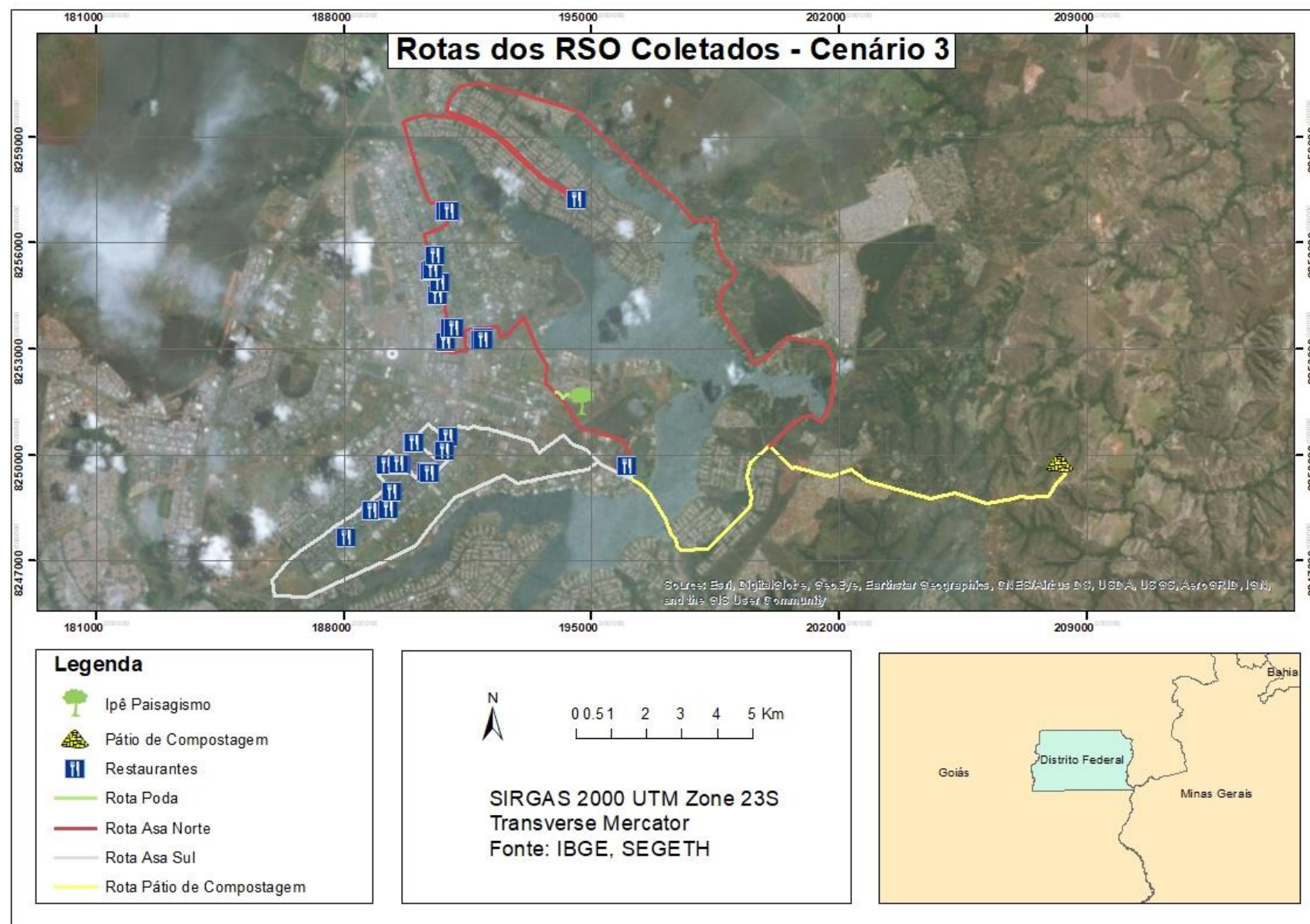


Figura 7.3 Mapa representando as rotas realizadas no cenário 3.

7.3. INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA

O inventário do ciclo de vida, constituindo as entradas e saídas dos cenários analisados, cuja unidade funcional foi de 1 t de RSO/ano, foi apresentado na Tabela 7.4.

Figura 7.4 Balanço de emissões e energia, considerando as entradas e saídas no tratamento de 1 tonelada de RSO por dia em cada cenário.

	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
Entradas			
Elettricidade (kWh)	1.33	0.62	0.38
Diesel (L)	21.08	24.87	12.41
Saídas			
<i>Emissões atmosféricas</i>			
Dióxido de Carbono - CO ₂ (kg)	54.86	64.32	33.24
Metano - CH ₄ (kg)	22.81	45.61	1.50
Óxido Nitroso - N ₂ O (g)	2.38	2.61	304.31
<i>Materiais recuperados</i>			
Composto orgânico (kg)	0	0	0.10
Emissões de CO ₂ evitadas – substituição de fertilizante orgânicos (kg CO ₂ eq/ t RSO)	0	0	-2.24

Verifica-se, na Tabela 7.4, em que estão representados o balanço de emissões e energia em cada cenário, observa-se que o cenário 1 é o responsável pelo maior consumo de energia, isso ocorre por estar contabilizado nesse valor a energia necessária para tratar 1 tonelada de lixiviado na ETE e para aterrar no aterro sanitário. Visto que nos cenários 2 e 3 não ocorre o tratamento do lixiviado, apenas a recirculação desse líquido, não possuem esse consumo relacionado a ETE. No entanto, a maneira como é feita, mecanizado ou manual, estará contabilizado na conta de energia do estabelecimento.

O consumo de eletricidade varia de acordo com a matriz energética do país, devido a matriz brasileira ser considerada limpa, 0,57 kg CO₂eq /kWh, enquanto na Europa Central é 0.9 kg CO₂eq /kWh (BOLDRIN et al., 2009). É considerado nesse fator a contribuição para a emissão do gás carbônico. A metodologia utilizada para quantificar está no subitem 5.5.4.

Na Figura 7.5, estão relacionadas as emissões no processo de compostagem e aterramento no aterro sanitário de forma que se possa comparar os cenários.

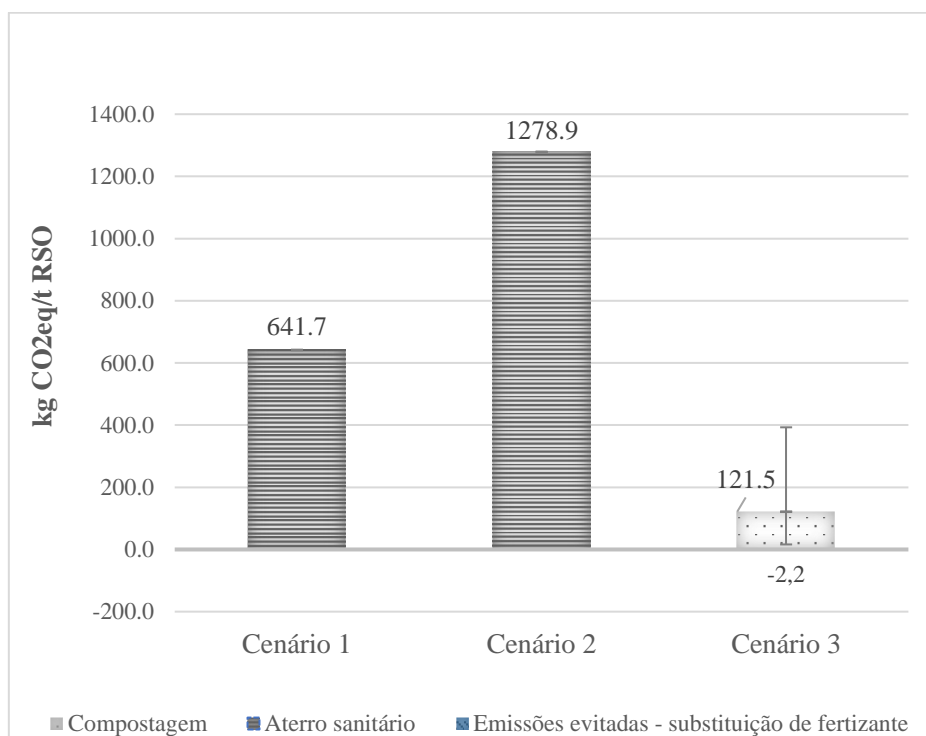


Figura 7.5 Emissões no processo de compostagem e aterramento no aterro sanitário.

É possível observar na Figura 7.5, que as emissões relacionadas ao aterramento representam valores consideravelmente mais altos que das emissões de metano e óxido nítrico provenientes da compostagem, o cenário 2 é o que apresenta os maiores índices. Isso ocorre devido ao processo de aterramento sem coleta e queima do biogás ser o responsável por quase a totalidade desses gases, metodologia de quantificação está no subitem 5.5.1.

Pode-se analisar também que o cenário 1 e 2, ambos relacionados a aterros sanitários, representam a importância de regulamentações como a Resolução Adasa nº 18, de 01 de agosto de 2018, que fomentem a queima do biogás gerados em aterro sanitário. No cenário 1, foi considerada a eficiência da queima em 50 % segundo Piñas et al. (2016).

Em relação ao cenário 3, a barra de erros existente representa o intervalo de emissões que poderiam ser emitidas na compostagem dependendo dos fatores de emissão utilizados, mostrados no subitem 5.5.2. Importante notar que os fatores de emissão considerados não correspondem ao método de compostagem UFSC, e sim a valores padrões do IPCC e de tecnologia de aeração passiva, pois para essa avaliação seriam necessários estudos nacionais quantificando as emissões. O máximo valor encontrado para compostagem é de 392,96 kg

CO₂eq/t RSO e o mínimo de 16,2 CO₂eq/t RSO, ainda assim são significativamente menores que as emissões no aterro sanitário.

Importante notar que dos três cenários, o cenário 3 é o único com emissões evitadas, essas são provenientes do composto gerado no processo da compostagem. As emissões evitadas pelo uso do fertilizante podem ser maiores ou menores, dependendo da quantidade do composto gerado com o método aplicado e da quantidade de nitrogênio, potássio e fósforo presentes na mistura.

As emissões estimadas no consumo de diesel na logística de coleta de cada cenário estão presentes na Figura 7.7.

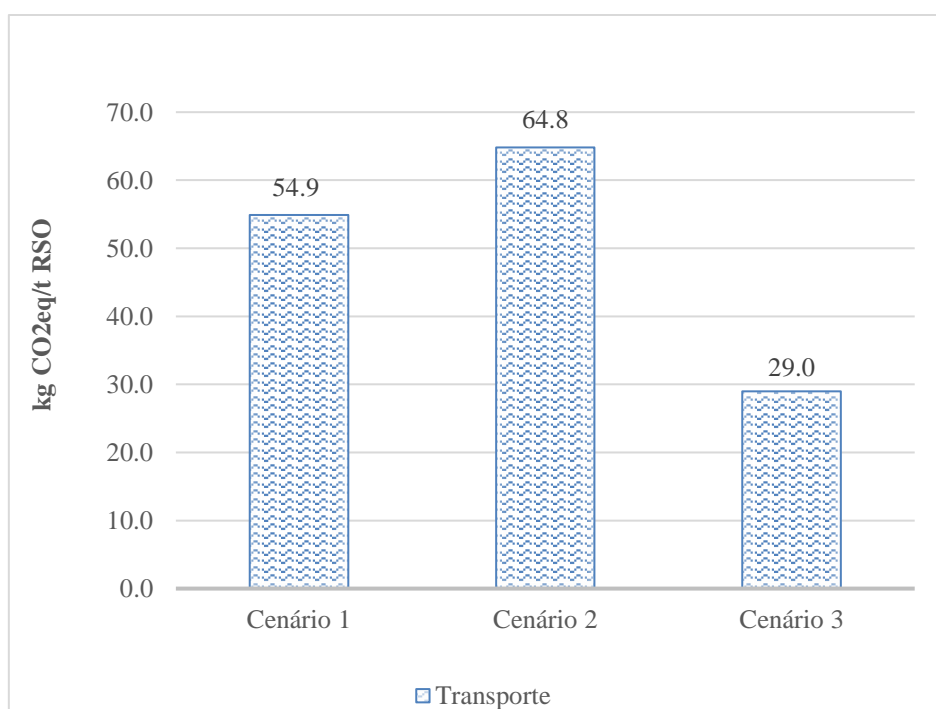


Figura 7.6 Emissões na logística da coleta dos RSO.

Na Figura 7.7, foi possível calcular as emissões correspondentes ao consumo de diesel na logística de coleta de cada cenário, para a quantificação foi utilizado a metodologia presente no subitem 5.5.3, em que foram definidos os trechos referentes ao percurso necessário de cada cenário, o tipo de veículo utilizado, e seu respectivo consumo estão nos itens 7.1. Além disso é possível visualizar a rota realizada em cada cenário nas Figuras 7.1, 7.2 e 7.3. Com essas análises foi possível quantificar que nos cenários 1 e 2 mais de 80% do combustível foi consumido nos percursos de ida e volta do caminhão e menos de 20% na rota em si.

Também foi possível observar que o cenário 2 teve o maior consumo de combustível, isso ocorreu devido as rotas cujo destino eram o aterro sanitário ser obrigatoriamente utilizado o

caminhão compactador, cenários 1 e 2. As distâncias foram contabilizadas pelo Google Maps, no cenário 2 a distância estimada foi de 195 km/dia, enquanto no cenário 1 o percurso foi de 178,41 km/dia e no cenário 3, 149 km/dia. Apesar das distâncias não serem muito diferentes, o veículo utilizado se mostrou fundamental para a análise, por exemplo, no cenário 3, o veículo utilizado é uma caminhonete com fator de consumo de combustível menor que o caminhão compactador, como mostrado na Tabela 7.1. Ficou explícito então a influência do veículo utilizado nas emissões de cada cenário.

A Figura 7.8 apresenta a contribuição total de cada cenário para as emissões de GEE em kg CO₂eq/ t RSO, resultado da categoria de impacto de mudanças climáticas.

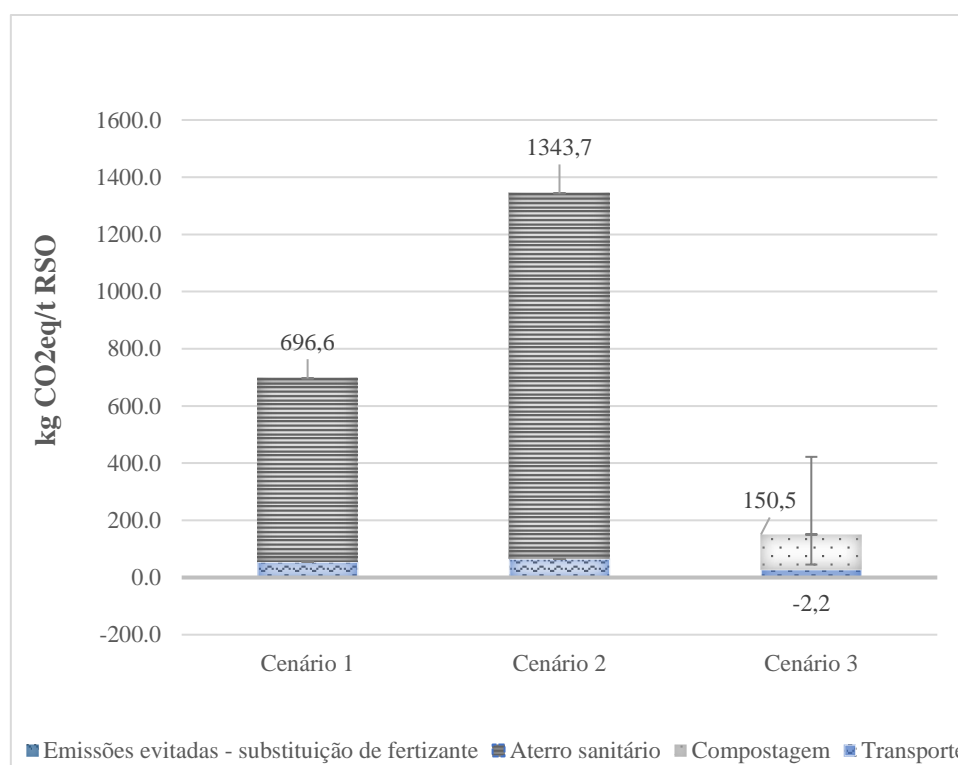


Figura 7.7 Contribuição de cada cenário avaliado na categoria de impacto de mudanças climáticas.

A contribuição total de cada cenário para as emissões de GEE, está mostrada na Figura 7.8, percebe-se então que o cenário 3 é o que menos está poluindo. Comparando o cenário 1 com o 2, é perceptível que a captação e a queima do biogás foi o que mais influenciou na diferença de resultado, visto que o cenário 1 em relação ao cenário 2 está diminuindo as emissões em 51,8 %. Avaliando quantitativamente, o cenário 2 está poluindo 1,9 vezes mais que o cenário 1 e 8,9 vezes mais que o cenário 3. Esse resultado é um reflexo da contribuição das emissões dos GEE na degradação dos RSO no aterro sanitário.

Segundo ISWA (2010), o maior contribuidor de emissões de GEE para o setor de resíduos para as emissões de GEE relacionadas ao gerenciamento de resíduos sólidos estão mais relacionadas a degradação de resíduos orgânicos da matéria orgânica em aterros sanitários, o que foi comprovado na Figura 7.8. Dado que no presente estudo de caso representam mais de 90 % das emissões nos cenários 1 e 2 são provenientes do aterro sanitário e menos de 10% do transporte, já no cenário 3, quase 80% das emissões foram resultantes da compostagem e aproximadamente 20% do transporte.

- **Incertezas**

As incertezas dos resultados estão relacionadas aos pontos de dúvida no cálculo da categoria Potencial de Aquecimento Global, três pontos principais foram alvos de incerteza, i) consumo de combustível na logística de coleta dos RSO, ii) fator de emissão no pátio de compostagem e iii) produção de lixiviado no aterro sanitário de Brasília.

- **Consumo de Combustível na Logística de Coleta dos RSO**

A fim de calcular o consumo de combustível na logística de coleta dos RSO foi necessário estimar anteriormente a distância percorrida em cada rota, nesse quesito não houve incertezas devido a medição ser elaborada no Google Maps, por meio desse foi possível calcular a rota mais curta com o menor tempo.

Entretanto, para estimar o consumo de combustível foi necessário adotar valores para os fatores de consumo, o caminhão compactador foi o alvo de incertezas nesse quesito. O valor da literatura utilizado para o cálculo foi 0,15 l/km.t para a ida do caminhão, entretanto devido ao gerenciamento ser feito para apenas 2,44 t/dia o caminhão ficava subutilizado, sendo que o consumo na volta não correspondia a realidade, por isso foi adotado o valor de 3,4 km/l para corrigir o consumo na volta do caminhão. Por isso foi necessário utilizar dois fatores de consumo, um sendo o utilizado na ida dependendo da quantidade de toneladas carregadas e da distância e outro apenas na volta dependendo apenas da distância, mostrado no subitem 5.5.3.

- **Fator de emissão no processo de compostagem**

Como foi apontado no item 5.5.2, os fatores de emissão no processo de compostagem dependem de muitos aspectos como a composição dos resíduos alimentares e dos restos de

poda utilizados, o método de compostagem utilizado (aeração passiva, ativa, entre outros). Além disso, o clima do local analisado também influencia na geração de lixiviado e emissão de GEE, por isso são necessários estudos nacionais sobre a compostagem para produção de fatores de emissão locais.

- Produção de lixiviado dos RSO no aterro sanitário de Brasília

A metodologia utilizada para a quantificação das emissões dos GEE utilizou o dado de produção de lixiviado de RSU do ano de 2018 do aterro sanitário de Brasília, devido à falta de informações para a parcela de lixiviado dos RSO, visto que seria necessário o monitoramento de uma célula com o aterramento apenas de RSO. Por isso, foi feita uma estimativa estabelecida no subitem 5.5.5.

8. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os objetivos desse trabalho foram analisar as alternativas de valorização de resíduos sólidos orgânicos (RSO) por meio da compostagem e disposição final no aterro sanitário baseado em alternativas existentes de gerenciamento adotados por restaurantes do Distrito Federal (DF), por meio do desenvolvimento do estudo de caso no Instituto Ecozinha. Além disso, foi analisado comparativamente distintas fases do gerenciamento emissões geradas no transporte.

Nesse trabalho, foi avaliado a categoria de impacto Potencial de Aquecimento Global pela metodologia Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de porta a porta. O significado de porta a porta é que não foram avaliados os aspectos operacionais dos serviços de alimentação individualmente, apenas os RSO gerados pelos restaurantes foram contabilizados. No qual foram considerados as emissões de gases de efeito estufa (GEE) na coleta dos resíduos até o pátio de compostagem ou aterro sanitário. Os serviços de alimentação que participaram da análise são associados, em sua maioria, ao Instituto Ecozinha, instituição sem fins lucrativos, cujo objetivo é maximizar a coleta e recuperação de resíduos pós-consumo e otimizar a destinação correta para sua reciclagem na economia circular, coletados e tratados por um dos parceiros do Ecozinha, o Pátio de Compostagem Pura Vida.

A fim de quantificar e comparar as emissões de GEE em cada uma das alternativas existentes, foram analisados 3 cenários, i) cenário base (1), em que os resíduos são coletados e aterrados no Aterro Sanitário de Brasília, ii) cenário 2, os resíduos são aterrados em um aterro público-privado, Aterro Sanitário Norte e iii) cenário 3, os resíduos alimentares são tratados em um pátio de compostagem na cidade de Brasília - DF.

O inventário do ciclo de vida sumarizou os fatores de emissão utilizados na quantificação das emissões de GEE em cada uma das fases dos cenários analisados na Tabela 5.5. Foi perceptível que aos fatores referentes ao processo de compostagem possuem um grau de incerteza pela lacuna de estudos nacionais e em relação ao tratamento do lixiviado falta o monitoramento desses parâmetros nos aterros sanitários.

Na etapa de avaliação de impactos do ciclo de vida (AICV) foi possível verificar os resultados referentes aos cenários pela unidade funcional de kg CO_{2eq}/ano. As emissões de GEE no cenário base foram de 696,6 kg CO_{2eq}/t RSO, no cenário 2 foram 1343,7 kg CO_{2eq}

/t RSO e no cenário 3, 150,5 kg CO_{2eq}/t RSO, no qual a compostagem se apresenta como a melhor opção. Comparando o cenário 1 com 2, é perceptível que a captação e queima com eficiência de 50% foi o que mais influenciou na diferença de resultado, visto que o cenário 1 em relação ao cenário 2 está diminuindo as emissões em 51,8 %. Avaliando quantitativamente, o cenário 2 está poluindo 1,9 vezes mais que o cenário 1 e 8,9 vezes mais que o cenário 1. Esse resultado é um reflexo das emissões de GEE resultantes do processo de degradação da matéria orgânica disposta no aterro sanitário.

Observando-se os resultados pode-se inferir que a compostagem deve ser incentivada em mais iniciativas que trabalhem com o tratamento de valorização de RSO, podendo ser iniciativas do setor privado ligadas a responsabilidade social e ambiental, como do Instituto Ecozinha, visto que são muito importantes para gerar co-benefícios para a sociedade.

Analisando do viés da logística de transporte o impacto de GEE é relativamente pequeno se comparado com a destinação final, menos de 10 % quando comparado com as emissões do aterro sanitário, porém não foram avaliados nesse trabalho seus impactos relacionados a poluentes locais que influenciam na saúde pública. Importante notar que a logística de coleta e transporte apesar de menos relevante em relação as emissões de GEE, costuma ser muito importante na composição dos custos relacionados ao gerenciamento.

Considera-se também que apesar do aterro sanitário ser considerado uma forma de disposição final ambientalmente adequada, ele possui características que contribuem para elevadas taxas de geração de metano e por isso do ponto de vista climático não é considerado uma solução adequada. Os RSO que são responsáveis pela geração de metano no aterro sanitário devem ser objeto de estratégias alternativas de valorização sendo a compostagem a mais adequada a realidade brasileira.

Recomendações

- Realização de estudos que visem obter fatores de emissão de GEE sobre diferentes métodos de compostagem, a fim de produzir parâmetros nacionais para aplicação em inventários de ACV;
- Incentivar pesquisas sobre a origem dos fertilizantes orgânicos utilizados na agricultura focado no estudo de Brasília, de modo que se possa contabilizar as emissões que poderiam ser evitadas no transporte. E realizar análises laboratoriais

para quantificar as emissões evitadas advindas do fertilizante orgânico dos resíduos alimentares comparado com os fertilizantes de outros materiais;

- Promover estudos para definir como a recirculação afetará o processo de compostagem e o aterramento no aterro sanitário.
- Avaliação dos custos do transporte na logística

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABISOLO. **Anuário Brasileiro de Tecnologia em Nutrição Vegetal 2019**. São Paulo: [s.n.].
- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2017**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <https://belasites.com.br/clientes/abrelpe/site/wp-content/uploads/2018/09/SITE_grappa_panoramaAbrelpe_ago_v4.pdf>.
- AGÊNCIA BRASÍLIA. Aterro Sanitário modernizará a gestão de resíduos em Brasília. **Agência Brasília**, 2016.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. Categorização dos Serviços de Alimentação. p. 1–30, 2013.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 14040: Gestão ambiental – avaliação do ciclo de vida – princípios e estrutura**, 2009a.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 14044: Gestão ambiental – avaliação do ciclo de vida – requisitos e orientações**, 2009b.
- BALDWIN, C.; WILBERFORCE, N.; KAPUR, A. Restaurant and food service life cycle assessment and development of a sustainability standard. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 16, n. 1, p. 40–49, 2011.
- BAUMANN AUTHOR, H.; TILLMAN AUTHOR, A.-M. **The Hitch Hiker's Guide to LCA. An orientation in life cycle assessment methodology and application**. [s.l: s.n.].
- BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EESC/USP, 1999.
- BOLDRIN, A. et al. **Composting and compost utilization: Accounting of greenhouse gases and global warming contributions** *Waste Management and Research*, 2009.
- BRASIL. **Resolução CFN n.º 201/98**, 1991.
- BRASIL. **Lei nº 13.478, de 19 de fevereiro de 2003**, 2003. Disponível em: <https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/servicos/lei_13.pdf>
- BRASIL. Presidência da República. p. 1–21, 2010.
- BRASIL. **INVENTÁRIO NACIONAL DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS POR VEÍCULOS AUTOMOTORES RODOVIÁRIOS 2013: Ano-base 2012**. Brasília: [s.n.].
- BRASIL. **Acordo de Paris**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/clima/convencao-das-nacoes-unidas/acordo-de-paris.html>>.
- BRASIL. **LEI Nº 5.610, DE 16 DE FEVEREIRO DE 2016**Brasil, 2016b.

BRASIL. **Estimativas Anuais de Emissões Totais de Gases de Efeito Estufa no Brasil**. Brasília: [s.n.]. Disponível em: <http://plataforma.seeg.eco.br/total_emission>.

BRASIL. **Plano Nacional de Saneamento Básico**. [s.l.: s.n.].

BRASIL. **Indicadores de Resíduos Sólidos**. Disponível em: <http://sinir.gov.br/tipos-de-residuos/consulta-de-indicadores-de-residuos-solidos/index.php?option=com_indicadorresiduo>.

BRASILEIRA, N. **ABNT_NBR_ISO_14040_Parte_2.pdf**, 2015.

BRINKMANN, A. .; VAN ZUNDERT, E.; SAFT, R. . HERZIENING LEVENSCY-CLUSANALYSE VOOR GFT-AFVAL: HERBEREKENING LCA BIJ HET MER LAP (REVISED LIFE CYCLE ANALYSIS FOR VGF-WASTE: NEW LCA CALCULATION OF THE EIA NATIONAL WASTE MANAGEMENT POLICY PLAN). **Grontmij/IVAM, De Bilt/Amsterdam, The Netherlands.**, 2004.

BUSATO, J. G.; DE PAULA, A. M.; FERRARI, L. H. Enriquecimento microbiano visando otimizar o processo de compostagem. In: **Tópicos em Ciência do Solo**. [s.l.] Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2019.

CALDERÓN, L. A. et al. Environmental impact of a traditional cooked dish at four different manufacturing scales: from ready meal industry and catering company to traditional restaurant and homemade. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 23, n. 4, p. 811–823, 2018.

CERDA, A. et al. Composting of food wastes: Status and challenges. **Bioresource Technology**, v. 248, p. 57–67, 2018.

CÓLON, J. et al. Determination of the energy and environmental burdens associated with the biological treatment of source-separated Municipal Solid Wastes. **Energy & Environmental Science**, n. March 2014, 2012.

CONTRERAS, F. et al. Application of analytical hierarchy process to analyze stakeholders preferences for municipal solid waste management plans, Boston, USA. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 52, n. 7, p. 979–991, 1 maio 2008.

CRESPO MENDES, N.; BUENO, C.; OMETTO, A. R. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos Palavras-chave. **Production**, n. x, 2013.

DAVIS, J.; SONESSON, U. Life cycle assessment of integrated food chains - A Swedish case study of two chicken meals. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 7, p. 574–584, 2008.

DEFRA. Food statistics pocketbook 2016. **Department for Enviroment Food and Rural Affairs**, p. 15, 2016.

DI MARIA, F.; MICALÉ, C. Life cycle analysis of incineration compared to anaerobic digestion followed by composting for managing organic waste: the influence of system components for an Italian district. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 3, p. 377–388, 2015.

ECO-INDICATOR 99. **Eco-indicator 99 Manual for Designers**. [s.l.: s.n.]. v. 42

EMBRAPA. **Pesquisadores e agricultores se unem para desenvolver fertilizantes naturais**. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/36092146/pesquisadores-e-agricultores-se-unem-para-desenvolver-fertilizantes-naturais>>.

EPA. **Understanding Global Warming Potentials**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/ghgemissions/understanding-global-warming-potentials>>. Acesso em: 29 nov. 2019.

EUROPEAN UNION. **Analysing of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment**. 1. ed. [s.l.: s.n.].

FRICKE, K. et al. **RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS transferência de experiência entre a Alemanha e o Brasil Parte I**. [s.l.: s.n.].

FRISCHKNECHT, R. et al. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. ecoinvent report No. 3, v2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. n. 3, p. 1–151, 2007.

GIZ. **Alternativas em Waste-to-Energy na Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos**. Eschborn: [s.n.].

GIZ. **Caderno temático Valorização de Resíduos Orgânicos**. [s.l.: s.n.].

GUINÉE, J. **Handbook on Life Cycle Assessment**. [s.l.: s.n.]. v. 3

GUSTAVSSON, J. et al. **Global Food Losses and Food Waste. Food and Agriculture Organization of the United Nations**. [s.l.: s.n.]. Disponível em:

<http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/ags/publications/GFL_web.pdf>.

HELLER, L. et al. **Política Pública e Gestão de Serviços de Saneamento**. [s.l.: s.n.].

HERBETS, R. A. et al. Compostagem de Resíduos sólidos orgânicos aspectos biotecnológicos. **Health & the Environment Journal**, n. April, 2005.

IBGE. **Cidades IBGE - Brasília**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/df/brasil.html>>.

IBGE. **CNAE-Subclasses 2.3**. Disponível em: <<https://concla.ibge.gov.br/busca-online-cnae.html?classe=56112&tipo=cnae&versao=10&view=classe>>.

INSTITUTO ECOZINHA. **A nossa missão**. Disponível em: <<https://www.institutoecozinha.org.br>>.

INTERNATIONAL SOLIDA WASTE ASSOCIATION (ISWA). **Waste and climate change**. [s.l: s.n.].

IPCC. Chapter 4 - Biological Treatment of Solid. In: **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. [s.l: s.n.]. p. 4.4.1-4.4.8.

IRIARTE, A.; GABARRELL, X.; RIERADEVALL, J. LCA of selective waste collection systems in dense urban areas. **Waste Management**, v. 29, n. 2, p. 903–914, 2009.

ISHERWOOD, K. F. **Mineral Fertilizer Use and the Environment**. [s.l: s.n.].

ISO. **ISO 14040:2006 International Organization for Standardization Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework**, 2006. Disponível em: <www.iso.org>

JARDIM, A. et al. **Política Nacional, Gestão e Gerenciamento de Resíduos Sólidos**. 1. ed. Barueri - SP: Manole, 2012. v. 7

JARDIM, A.; YOSHIDA, C.; MACHADO FILHO, J. V. **Política nacional, gestão e gerenciamento de resíduos sólidos [recurso eletrônico] / [org.] Arnaldo Jardim, Consuelo Yoshida, José Valverde Machado Filho**, 2013. Disponível em: <http://unb.bv3.digitalpages.com.br/users/publications/9788520433799>

KORHONEN, J.; HONKASALO, A.; SEPPÄLÄ, J. Circular Economy: The Concept and its Limitations. **Ecological Economics**, v. 143, p. 37–46, 1 jan. 2018.

LCA FOOD CONFERENCE. **LCA Food Database**. Disponível em: <http://www.lcafood.dk/>.

LEME, M. M. V. Evaluation of technological options for energy generation from urban solid waste: a case study (in Portuguese). p. 123, 2010.

LI, Z. et al. Chemosphere Experimental and modeling approaches for food waste composting : A review. **Chemosphere**, v. 93, p. 1247–1257, 2013.

LIMA, P. D. M. et al. Environmental assessment of existing and alternative options for management of municipal solid waste in Brazil. **Waste Management**, v. 78, p. 857–870, 2018.

LOU, X. F.; NAIR, J. The impact of landfilling and composting on greenhouse gas emissions - A review. p. 2019, 2019.

MAPA. **Experiências da agricultura orgânica reduzem uso de insumos e custos da produção**. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/noticias/experiencias-da-agricultura-organica-reduzem-uso-de-insumos-e-custos-da-producao>.

MASSUKADO, L. M. **Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos**

resíduos sólidos domiciliares. [s.l.] Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2008.

MCDUGALL, F. R.; WHITE, P. **Integrated solid waste management [electronic resource] : a life cycle inventory / Forbes R. McDougall ... [et al.]**, 2001. Disponível em: <<https://ebookcentral.proquest.com/lib/univbrasilia-ebooks/detail.action?docID=351217>>

MENDES, M. R.; ARAMAKI, T.; HANAKI, K. Assessment of the environmental impact of management measures for the biodegradable fraction of municipal solid waste in São Paulo City. **Waste Management**, v. 23, n. 5, p. 403–409, 1 jan. 2003.

MENDES, N. C. Métodos e modelos de caracterização para avaliação de impacto do ciclo de vida: análise e subsídios para a aplicação no Brasil. 2013.

MERRILD, H.; LARSEN, A. W.; CHRISTENSEN, T. H. Assessing recycling versus incineration of key materials in municipal waste: The importance of efficient energy recovery and transport distances. **Waste Management**, v. 32, n. 5, p. 1009–1018, 2012.

MESQUITA JR, J. M. DE. **Gestão integrada de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 2007.

MOGENSEN, L. et al. Life Cycle Assessment across the Food Supply Chain. In: **Sustainability in the food industry**. [s.l.: s.n.]. p. 115–144.

NAKASAKI, K.; HIRAI, H. Temperature control strategy to enhance the activity of yeast inoculated into compost raw material for accelerated composting. **Waste Management**, v. 65, p. 29–36, 2017.

NASINI, L. et al. International Biodeterioration & Biodegradation Gas emissions during olive mill waste composting under static pile conditions. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 107, n. x, p. 70–76, 2016.

OLIVEIRA, E. A. G. DE et al. **Avaliação da estabilidade de materiais orgânicos por meio de incubação e da captura conjunta das emissões de CO₂ e de NH₃**. Seropédica, Rio de Janeiro: Embrapa Agrobiologia, 2014.

OLIVEIRA SILVA; VICTOR ALEXSANDER. **ANÁLISE DE ALTERNATIVAS PARA MINIMIZAÇÃO DE IMPACTOS NO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS – ESTUDO DE CASO NO DISTRITO FEDERAL**. [s.l.: s.n.].

ONWOSI, C. O. et al. Composting technology in waste stabilization : On the methods , challenges and future prospects. **Journal of Environmental Management**, v. 190, p. 140–157, 2017.

OURO VERDE. **Aterro Sanitário Ouro Verde**. Disponível em:

<<http://aterrosanitarioouroverde.com.br/>>.

PARRAVICINI, V.; SVARDAL, K.; KRAMPE, J. Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment Plants. **Energy Procedia**, v. 97, p. 246–253, 2016.

PEREIRA, C. D. **Rota TECNOLÓGICA PARA A GESTÃO SUSTENTÁVEL DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES**. [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ, 2014.

PERS. **Plano estadual de resíduos sólidos de goiás**. Goiânia: [s.n.].

PIÑAS, J. A. V. et al. Aterros sanitários para geração de energia elétrica a partir da produção de biogás no Brasil: Comparação dos modelos LandGEM (EPA) e Biogás (Cetesb). **Revista Brasileira de Estudos de Populacao**, v. 33, n. 1, p. 175–188, 2016.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO. **Cadastramento de Grandes Geradores**. Disponível em:

<<https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/subprefeituras/amlurb/formularios/index.php?p=4631>>.

PRINCIPATO, L. et al. Adopting the circular economy approach on food loss and waste: The case of Italian pasta production. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 144, p. 82–89, 1 maio 2019.

RISCH, E. et al. Impacts from urban water systems on receiving waters – How to account for severe wet-weather events in LCA? **Water Research**, v. 128, p. 412–423, 2018.

RODRIGUES, E. R. **Aplicação Integrada De Acv E Mcda Para a Tomada De Decisão Do Sistema De Tratamento Do Resíduo Sólido Orgânico Dos Restaurantes Universitários Da Unicamp Campinas 2017**. [s.l.: s.n.].

SABOURIN, E. Inovação social na comercialização de produtos orgânicos e agroecológicos da agricultura familiar no Distrito Federal Social innovation in the. 2014.

SECRETARIA-EXECUTIVA DA CÂMARA INTERMINISTERIAL DE SEGURANÇA ALIMENTAR E NUTRICIONAL. Mapeamento dos Desertos Alimentares no Brasil. p. 56, 2018.

SESC. **Guia de Gestão dos Resíduos Sólidos nos Restaurantes do SESC**, 2015.

SILVA, V. L.; SANJUÁN, N. Opening up the black box: A systematic literature review of life cycle assessment in alternative food processing technologies. **Journal of Food Engineering**, v. 250, n. June 2018, p. 33–45, 2019.

SLU. **Relatório de Atividades**. Brasília: [s.n.].

SLU. **Grandes Geradores**. Disponível em: <<http://www.slu.df.gov.br/grandes-geradores/>>.

SLU. **Relatório de Encerramento da Gestão 2015-2018**. Brasília: [s.n.].

SUER, P.; ANDERSSON-SKÖLD, Y. Biofuel or excavation? - Life cycle assessment (LCA) of soil remediation options. **Biomass and Bioenergy**, v. 35, n. 2, p. 969–981, 2011.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated solid waste management : engineering principles and management issues**. Singapore: McGraw-Hill, 1993.

THOMÉ JUCÁ, J. F. **PROPOSIÇÃO E MODELAGEM PARA EXECUÇÃO EFICIENTE DOS SERVIÇOS DE LIMPEZA URBANA E MANEJO DE RESÍDUOS SÓLIDOS CONSIDERANDO A GESTÃO ASSOCIADA NO ÂMBITO DO CORSAP/DF-GO**. Brasília: [s.n.].

TU BRAUNSCHWEIG. **Aplicação do tratamento mecânico-biológico de resíduos no Brasil**. [s.l: s.n.].

UNEP. Ministry of housing. spatial planning and the environment directorate-general for environmental protection. 1996.

VASCONCELOS, C. V. **CARACTERIZAÇÃO E TRATAMENTO DO COMPOSTO ORGÂNICO DE RESÍDUOS URBANOS DE BELO HORIZONTE-MG PARA A UTILIZAÇÃO EM AÇÕES DE AGRICULTURA URBANA**. [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO INSTITUTO DE AGRONOMIA, 2019.

WEIDEMA, B. P. Matching Bottom-Up and Top-Down for Verification and Integration of Lci Databases. **International Workshop on LCI-Quality**, v. 10, p. 20–21, 2003.


YEO, J. et al. Life cycle assessment (LCA) of food waste treatment in Hong Kong: On-site fermentation methodology. **Journal of Environmental Management**, 2019.

ZAMBON, M. **RESÍDUOS ORGÂNICOS URBANOS : UM OLHAR SOBRE FLORIANÓPOLIS** ISSN : 2359-1048. n. December, 2018.

ZHAO, Y.; DENG, W. Resources , Conservation and Recycling Environmental impacts of different food waste resource technologies and the effects of energy mix. **“Resources, Conservation & Recycling”**, v. 92, p. 214–221, 2014.

APENDÊNDICE A1

PERGUNTAS REALIZADAS NAS VISITAS TÉCNICAS AO PÁTIO DE COMPOSTAGEM PURA VIDA E AO PROJETO COMPOSTAR

Visita ao Pátio de Compostagem - Pátio Pura Vida <i>Brasília – DF</i> 		14	Qual é a temperatura ideal para o seu processo, o que é feito para aumentar a temperatura?
Perguntas		15	Qual é a quantidade de água que está sendo utilizada no processo?
		16	Quanto de líquido é gerado no processo de compostagem? Existe alguma relação por tonelada de RSO?
Em relação a logística:		17	A quantidade de chorume muda com o período de chuva? Quanto em média?
		18	O chorume gerado é utilizado somente na agricultura? O que é feito com o restante? É necessário tratar?
1 Como é a logística realizada para o transporte dos RSO dos grandes geradores?		19	Quanto de energia é gasto por mês?
2 Qual veículo é utilizado?		20	É produzido rejeito no processo de compostagem? Existe alguma relação por tonelada de RSO?
3 Qual é o consumo de combustível?		21	Para onde está sendo destinado o rejeito do processo de compostagem?
4 Qual é quantidade de resíduos transportada em média por viagem?		22	O que é feito com o composto gerado? Existem outros agricultores interessados no composto?
5 Quanto tempo demora a coleta dos resíduos?		23	Para o agricultor que utiliza o composto é necessário adicionar fertilizantes inorgânicos? Se sim, quanto? Existe alguma relação por tonelada de RSO?
6 Qual é a quantidade total coletada por mês?		24	Quanto em média de RSO dos restaurantes são compostados por mês? Existe uma quantidade média de RSO por restaurantes?
7 Onde fica o pátio de compostagem (Coordenadas GPS)? Qual é a área de armazenamento utilizada?		25	É perceptível restaurantes que produzem menos? Quanto foi no último ano? É perceptível alguma sazonalidade?
		26	Quanto grandes geradores são atendidos, quantos desses são restaurantes? Quantas casas são atendidas?
Em relação aos parâmetros do método de compostagem:		27	Existe alguma diferenciação em relação ao tipo de alimento a ser compostado, em relação e se são de restaurante ou de domiciliares? Todo resíduo que coletada são similares?
Parâmetros/ Método		28	Vocês orientam os seus clientes sobre quais orgânicos podem ir ou não para o pátio de compostagem?
8 Qual é o método utilizado para a realização da compostagem?		Em relação a Gestão do Compostar	
9 Quanto tempo demora o processo de compostagem?		Gestão	
10 É feita a trituração dos resíduos orgânicos para a realização da compostagem? Se sim, manual ou mecanizada		29	Existe algum método de quantificação das emissões de CO2 no processo atualmente?
Peneira		30	Tem pensado aderir algum modelo de certificação de emissões e do composto?
11 Quanta impureza é gerada na trituração, tem esteira?		Informações Complementares	
12 Como é feito o revolvimento das leiras?		Material de cobertura e mistura	
13 Quais são os parâmetros e como são monitorados ?		Área de pátio utilizado	
		Materiais utilizados na montagem da leira	
		Número de funcionários e custo de operação	
		Licenciamento Ambiental	

APENDÊNDICE A2

CONTA DE LUZ UTILIZADA PARA CONTABILIZAR O CONSUMO DE ELETRICIDADE.

CEB
DISTRIBUIÇÃO

SIA - ÁREA DE SERVIÇOS PÚBLICOS LOTE C - CEP
71.215-902 BRASÍLIA - DF - CNPJ: 07.522.669/0001-92
CF/DF 07.468.935/001-97 REGIME ESPECIAL -
ATO DECLARATÓRIO Nº 021/2006 NUESP / GEESP / DITF
/ SUREC / DEF / N&L / FATURA DE ENERGIA ELÉTRICA /
SERVIÇOS SÉRIE U Nº 02246/671

SEU CÓDIGO
1832568-8

FL. 1/2 FATCAM

A TARIFA SOCIAL DE ENERGIA ELÉTRICA - TSEE FOI CRIADA PELA LEI Nº 10.438 DE 26 DE ABRIL DE 2002

DARIO ACHKAR PETRILLO
NR BOQUEIRAD CH 350 CS 02 NR COLOMBO
RURAL LESTE - DF
CEP: 71.570-000

CONTA MÊS	VENCIMENTO	TOT.kWh FATUR.	TOTAL A PAGAR (R\$)
SET/2019	13/10/2019	979	542,28

DATAS			DADOS DA UNIDADE CONSUMIDORA	
LEITURA ATUAL:	25/09/2019	NÚM. DIAS	CNPJ/CPF:	000023438479168
LEITURA ANTERIOR:	26/08/2019	30	NÚMERO DA UC:	1189350
PRÓXIMO MÊS:	25/10/2019		CLASSIFICAÇÃO:	RURAL/TRIFÁSICO
APRESENTAÇÃO:	25/09/2019		MEDIDOR(ES):	00001513602

	kWh TOT/PTA	INJETADO TOT/PTA	kWh F.PONTA	INJETADO F.PONTA	kWh INTERMED.	INJETADO INTERMED.	kWh RESERVADO	INJETADO RESERVADO
LEIT. ATUAL:	28961							
LEIT. ANT. :	27982							
CONSTANTE:	1.00							
APURADA :	979							
RESÍDUO :	0							
MEDIDO :	979							
FATURADO :	979							

DESCRIÇÃO DA CONTA		
TARIFA FAIXA CONSUMO	979 kWh a R\$ 0,5539153 =	542,28
ADICIONAL BANDEIRA VERMELHA =	39,15	